

**Die Auswirkungen waldbaulicher Maßnahmen
auf die Laufkäfer (Col., Carabidae) und die Wolfspinnen (Aran., Lycosidae)
im Fichten- und Buchenwald (Süderbergland)**

Dissertation

zur

Erlangung des Doktorgrades (Dr. rer. nat.)

der

Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät

der

Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn

vorgelegt von

Andreas Steinweger

aus

Werl

Bonn (Januar) 2004

Angefertigt mit Genehmigung der Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät der
Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn

1. Referent: Prof. Dr. G. Kneitz
2. Referent: Prof. Dr. W. Böhme

Tag der Promotion:

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung.....	1
1.1	Einführung.....	1
1.2	Zielsetzung der Arbeit.....	4
2	Das Untersuchungsgebiet.....	6
2.1	Geographische Lage und naturräumliche Zuordnung.....	6
2.2	Geologie.....	7
2.3	Boden.....	8
2.4	Hydrologie.....	9
2.5	Klima.....	10
2.6	Potentielle natürliche Vegetation.....	14
2.7	Forstbetrieb und forstliche Nutzung.....	14
3	Probeflächen.....	18
3.1	Übersicht.....	18
3.2	Sukzessionswald.....	22
3.3	Fichtenwald.....	24
3.4	Fichten-Buchenwald.....	25
3.5	Buchenwald.....	27
4	Material und Methoden.....	30
4.1	Die Erfassung der Arthropoden.....	30
4.1.1	Die Barberfalle.....	30
4.1.2	Fallenzahl.....	32
4.2	Determination.....	34
4.3	Synökologische Kenngrößen.....	34
4.3.1	Dominanz und Dominanzstruktur.....	34
4.3.2	Diversität und Evenness.....	35
4.3.3	Artenidentität.....	36
4.3.4	Dominanzidentität.....	37
4.3.5	Ähnlichkeitsindex nach Wainstein.....	38
4.4	Statistische Verfahren.....	38

4.5	Autökologische Kenngrößen der Carabidae	40
4.5.1	Biotoppräferenz	40
4.5.2	Jahresdynamik	42
4.5.3	Flugdynamik	43
4.5.4	Körpergröße	44
4.6	Autökologische Kenngrößen der Lycosidae.....	44
4.6.1	Biotoppräferenzen	44
4.6.2	Körpergröße	45
4.6.3	Phänologie.....	46
4.6.4	Mikrohabitat	47
4.6.5	Pflanzenformation.....	48
5	Ergebnisse und Teildiskussion	49
5.1	Laufkäfer	49
5.1.1	Artenverteilung und Aktivitätsdichte	49
5.1.2	Synökologische Kenngrößen der Carabiden.....	53
5.1.2.1	Dominanz und Dominanzstruktur.....	53
5.1.2.2	Diversität und Evenness	60
5.1.2.3	Artenidentität und Dominanzidentität.....	62
5.1.3	Autökologische Kenngrößen	66
5.1.3.1	Übersicht über die autökologischen Daten der Laufkäfer	66
5.1.3.2	Biotoppräferenz.....	67
5.1.3.3	Jahresdynamik.....	73
5.1.3.4	Flugdynamik.....	76
5.1.3.5	Körpergröße.....	78
5.1.4	Gefährdete Arten	80
5.1.5	Laufkäferfauna der Einzelflächen	82
5.1.5.1	Sukzessionswald	82
5.1.5.2	Fichtenwald.....	83
5.1.5.3	Fichten-Buchenwald	84
5.1.5.4	Buchenwald	89
5.2	Wolfspinnen	95
5.2.1	Artenverteilung und Aktivitätsdichte	95
5.2.2	Synökologische Kenngrößen der Lycosidae	98
5.2.2.1	Dominanz und Dominanzstruktur	98
5.2.2.2	Diversität und Evenness	101
5.2.2.3	Artenidentität und Dominanzidentität.....	102

5.2.3	Autökologische Parameter	105
5.2.3.1	Übersicht über die autökologischen Daten der Wolfspinnen	105
5.2.3.2	Biotoppräferenz	105
5.2.3.3	Aktivitätstyp	109
5.2.3.4	Körpergröße	111
5.2.3.5	Mikrohabitat	111
5.2.3.6	Pflanzenformation	112
5.2.4	Gefährdete Arten	112
5.2.5	Vergleich der Einzelfallen der Untersuchungsflächen	113
5.2.5.1	Sukzessionswald	113
5.2.5.2	Fichtenwald	114
5.2.5.3	Fichten-Buchenwald	115
5.2.5.4	Buchenwald	117
6	Diskussion	120
6.1	Methodendiskussion	120
6.1.1	Flächenauswahl	120
6.1.2	Verwendete Tiergruppen	120
6.1.3	Ökologische Kenngrößen	122
6.2	Ergebnisdiskussion	125
6.2.1	Vergleich der Untersuchungsflächen	125
6.2.2	Charakterisierung der Waldbestände und Einnischung der Arten	127
6.2.3	Charakterisierung des Sukzessionswaldes und Einnischung der Arten	132
6.2.4	Bedeutung der kleinen Windwurfflächen	134
6.3	Prozeßschutz und Waldwirtschaft	135
7	Zusammenfassung	138
8	Literaturverzeichnis	140

Anhang

1 Einleitung

1.1 Einführung

Die Waldökosysteme gelten als die am höchsten entwickelten und langlebigsten Ökosysteme des Festlandes (NIEMANN 1968, DEUTSCHER RAT FÜR LANDESPFLEGE 1982, FELDMANN et al. 1996). Die mitteleuropäischen Wälder, mit ihren verschiedenen Entwicklungsphasen, die im Naturwald kleinräumig, mosaikartig anzutreffen sind (LEIBUNDGUT 1993, BROGGI 1994, DUELLI 1995, NILSSON & ERICSON 1997, REMMERT 1997), stellen einen außerordentlich komplexen Lebensraum dar (WINTER 1982, BRANG et al. 1997).

Ursprünglich war Mitteleuropa weitgehend von solchen Wäldern bedeckt. Ein Großteil dieser Bestände musste über die Jahrhunderte anderen Nutzungen, z.B. Landwirtschaft, Siedlungen, Industrie oder Verkehrswegen weichen. Dies führte in Deutschland zu einer Reduzierung der Waldfläche auf ca. 30% der Gesamtfläche. Gering anthropogen beeinflusste Bestände sind kaum noch vorhanden. Schätzungen gehen von 6 – 10% naturnahen Wäldern aus, die sich meist auf Sonderstandorten (Trockenwälder, Schluchtwälder, Moorwälder) befinden (SSYMANK 1994). Folglich werden fast sämtliche Wälder in Deutschland in der Roten Liste der gefährdeten Biotoptypen aufgeführt (RIECKEN et al. 1994).

Neben seiner Produktionsfunktion als Energie- und Rohstofflieferant wird in den letzten Jahren auch zunehmend die Rolle des Waldes als Erholungsraum für die Bevölkerung und seine Bedeutung für die Sicherung abiotischer Elemente und für den Schutz natürlicher Ressourcen betont. Das Bundeswaldgesetz unterscheidet hierzu drei klassische Funktionskomplexe: den wirtschaftlichen Nutzen des Waldes, die Bedeutung des Waldes für die Umwelt und die Bedeutung des Waldes für die Erholung der Bevölkerung. Eine detaillierte Übersicht der vielfältigen ökonomischen, ökologischen und sozialen Bedeutungen des Waldes geben z.B. BASTIAN & SCHREIBER (1994).

Spätestens seit der Rio-Konferenz von 1992 sind in diesem Zusammenhang die Begriffe Biodiversität und Nachhaltigkeit in die öffentliche und wissenschaftliche Diskussion eingegangen. Auf europäischer Ebene haben infolge des Umweltgipfels von Rio die Europäischen Ministerkonferenzen zum Schutz der Wälder in Europa 1993 in Helsinki und 1998 in Lissabon Regelungen für den Umgang mit Waldökosystemen verabschiedet. Neben einer nachhaltigen Bewirtschaftung der Wälder wird auch die Erhaltung der biologischen Vielfalt als ein vorrangiges Ziel der Forstwirtschaft genannt. Unter nachhaltiger Bewirtschaftung wird nach den Helsinki-Kriterien eine Waldnutzung

verstanden, die die biologische Vielfalt, Produktivität, Verjüngungsfähigkeit und Vitalität erhält. Zudem soll gewährleistet werden, dass auch zukünftig ökologische, wirtschaftliche und soziale Funktionen auf lokaler, nationaler und globaler Ebene erfüllt werden können. Wichtige Bestandteile der biologischen Vielfalt der Wälder in Deutschland sind: auf Ökosystemebene alle Wälder, auf der Ebene der Artenvielfalt typische Waldarten und auf der Ebene der genetischen Vielfalt ausgewählte genetische Ressourcen der Waldbäume und Waldsträucher (BMELF 2000).

Da ein konkretes eigenes Bewirtschaftungskonzept mit dem Begriff der nachhaltigen Forstwirtschaft nicht verbunden ist (HÄUSLER & SCHERER-LORENZEN 2001), wurde in den letzten Jahren versucht Kriterien und Instanzen zu schaffen, welche eine Beurteilung nachhaltiger Forstwirtschaft ermöglichen sollen (ANW 1993, SCHNEIDER 1995, SCHMINCKE 1998, NEUGEBAUER et al. 1998, NATURLAND 2003, FSC 2003, PEFC 2003 u.a.). Als ein Kriterienkatalog wurden in diesem Zusammenhang 1999 die Richtlinien nach FSC (FSC 2003) verabschiedet. Der Forest Stewardship Council (FSC oder auch Weltforstrat) ist eine internationale Organisation, die Zertifizierungsorganisationen akkreditiert, die Forstbetrieben die nachhaltige Waldbewirtschaftungsweise bescheinigen. Der FSC garantiert mit seinem Siegel die Wahrhaftigkeit der Aussagen der Zertifizierungsorganisationen. Hierdurch soll eine umweltverantwortliche, sozial verträgliche und ökonomisch tragfähige Bewirtschaftung der Wälder erreicht werden (FSC 2003).

Viele Arten der heimischen Fauna und Flora sind an typische Waldstrukturen oder an die Großflächigkeit von Beständen gebunden. Der Flächenverlust und einseitig ausgerichtete Produktionsmethoden der Forstwirtschaft führten zu einem deutlichen Rückgang der Arten und der Lebensräume (KORNECK & SUKOPP 1988, RATHS et al. 1995). Bis Anfang der 90iger Jahre galt die schlagweise Nutzung von Hochwald als die etablierte Bewirtschaftungsmethode, bei der die verschiedenen Altersstufen der zu Beständen vereinigten Bäume schlagweise, d.h. flächenmäßig voneinander getrennt angeordnet wurden (THOMASUS 1994). Auf diesem Wege entstanden Hochwälder, charakterisiert durch ein jeweils bestimmtes Alter (Altersklassenwald) und im Extremfall durch nur eine Baumart. Die Holzentnahme erfolgte auf großer Fläche, der Zeitraum der natürlichen Bewaldungssukzession wurde durch künstliche Aufforstung übersprungen (BURSCHEL 1983).

Bei Betrachtung der potentiellen natürlichen Vegetation besteht in Deutschland eine auffällige Verschiebung von Laubwaldgesellschaften zu Nadelholzbeständen. Der

Nadelholzanteil in Rheinland-Pfalz beträgt zurzeit rund 50%, damit gehört das Land noch zu den laubbaumreichsten Bundesländern in Deutschland. Bei den Nadelbäumen überwiegt im Rheinland die Fichte, während der Schwerpunkt der Kiefernwirtschaft in der Pfalz liegt. Der Gesamtanteil der Fichte an den Baumarten beträgt ca. 25% (MUF-RLP 2003). Vielfach handelt es sich bei den Fichtenwäldern um Reinkulturen. Erste künstliche Fichtenanbauten erfolgten bereits im 18. Jahrhundert (LEDER 2002). Diese Entwicklung wurde mit der Bodenreinertragslehre zu Beginn des 20. Jahrhunderts noch forciert. Kurzfristig angelegte wirtschaftliche Aspekte und das Streben nach möglichst hohen Erträgen führten bis in die 70er Jahre zum großflächigen Anbau von Nadelbaumbeständen und zum Umbau von Laubwäldern.

Obwohl schon zum Ende des 19. Jahrhunderts von GAYER (1886) die Fehler konventioneller Forstwirtschaft aufgezeigt wurden, fand ein wesentliches Umdenken erst nach den Katastrophen der letzten zwei Jahrzehnte statt. Nicht zuletzt die großflächigen Schäden in Fichtenforsten durch die Stürme Vivian und Wiebke im Frühjahr 1991 zeigten die höhere Anfälligkeit dieser Baumart, speziell auf nicht standortgerechten Flächen. Hieraus resultiert auch aus ökonomischer Perspektive ein erhebliches betriebswirtschaftliches Risiko. WALDHERR (1997) errechnete für die Fichte ein rund fünfmal so hohes Schadensrisiko wie für Laubhölzer. Neben diesen abiotischen und biotischen (Schädlingsbefall) Risikofaktoren trug auch die zunehmende Diskussion über Naturschutz im Wald zu einer Veränderung in der Wahrnehmung von Waldwirtschaftsformen bei (BAYER 1987, ALTENKIRCH 1988, AMMER et al. 1989, STURM 1993, JEDICKE 1995, FELDMANN et al. 1996, SCHERZINGER 1996, PLACHTER 1997, SCHMIDT 1997, AMMER et al. 1998 u.a.). Heute ist der Waldumbau von Nadelreinbeständen zur Erhöhung des Laubwaldanteiles ein Hauptziel vieler Landesforstverwaltungen (LEDER 2002). Aber auch in privaten Forstbetrieben wird die Umsetzung des Mischwaldgedankens vorangetrieben (STRAUBINGER 1997). Grundsätzlich wird von THOMASIU (1996) unter Waldumbau eine planmäßige Veränderung von Forsten, die den naturgesetzlichen und gesellschaftlichen Erfordernissen nicht entsprechen, nach natürlichen Vorbildern verstanden (vgl. auch BURSCHEL & HUSS 1997, MATTHES 1998, LEDER 2002). Ein Voranbau findet vor allem mit Buche statt, die als wichtigste Mischbaumart beim Umbau von Fichtenbeständen gilt (LEDER 2002). Beim Voranbau wird dabei gezielt der Schutz des Altbestandes genutzt.

Erst als die ökologische Bedeutung der Wälder in den Blickpunkt der Naturschutzforschung rückte, wurde auch intensiver mit der Erforschung von Entwicklungsgesetzmäßigkeiten in Wäldern, von Artenpotential, Totholz und dynamischen

Prozessen begonnen. Die Konzentration lag hierbei zunächst vor allem auf Naturwaldreservaten, die durch Forstrecht und zum Teil Naturschutzrecht geschützt Totalreservate ohne forstliche Nutzung darstellen (DORDA 1992, DOROW et al. 1992, RAUH 1993, KÖHLER 1996). Erst in den letzten Jahren wurde auch verstärkt die faunistische Ausstattung von Wirtschaftswäldern in die Untersuchungen mit einbezogen (SCHULZ 1996, SCHUBERT 1998, DETSCH 1999, HÖLLING 2000). ENGEL (2000) untersuchte in Süddeutschland Umbaumaßnahmen in Fichtenbeständen an 20-jährigen Buchengruppen und verglich sie mit Fichten- und Buchenbeständen anhand ökologischer Gilden der Wirbellosen-Fauna.

Während manche Naturschutzziele nur in Wäldern mit eingeschränkter Nutzung erreicht werden können, besteht aber die Möglichkeit, Aspekte des Arten- und Biotopschutzes und verstärkt dynamische Aspekte auch in bewirtschaftete Bestände einzubeziehen. Gerade der Wald bietet noch verhältnismäßig viel Spielraum für natürliche Prozesse, die nur bedingt anthropogen beeinflusst sind (HÄUSLER & SCHERER-LORENZEN 2002). Dies ist besonders vor dem Hintergrund des Prozeß-Schutzgedankens in unserer Kulturlandschaft von Bedeutung (STURM 1993, BROGGI 1995, JEDICKE 1995, PLACHTER 1998, RIECKEN et al. 1998, AMMER & SCHUBERT 1999, WINKEL & VOLZ 2003). Die schnellen Wiederaufforstungen vieler der 1991 entstandenen Windwurfflächen haben allerdings gezeigt, dass natürlichen Prozessen und Entwicklungen im Wald häufig noch nicht genügend Zeit gelassen wird (BFN 1997).

1.2 Zielsetzung der Arbeit

In der vorliegenden Arbeit im Norden von Rheinland-Pfalz werden die Carabidae und die Lycosidae verschiedener Waldbestände der Hatzfeldt-Wildenburgischen Forstverwaltung untersucht. Hierbei wird ein reiner Fichtenbestand mit Buchen- und Tannenvoranbauten in einem Fichtenbestand und einem Buchenwald verglichen. Der Voranbau des Fichtenreinbestandes begann erst Mitte der 90iger Jahre, ist also noch von relativ jungem Alter. Die Bestände werden seit knapp 10 Jahren nicht mehr schlagweise, sondern nach den Grundsätzen der Arbeitsgemeinschaft Naturgemäße Waldwirtschaft bewirtschaftet (STRAUBINGER 1997). Sowohl im Buchenwald als auch im Fichtenwald mit Voranbau befinden sich kleine, ca. 15 Jahre alte Windwurfflächen, die als Teil der Waldbestände berücksichtigt werden. Zusätzlich werden die Laufkäfer und Wolfspinnen einer Sukzessionsfläche, die Mitte der 80iger Jahre durch Windwurf entstanden ist, analysiert.

Im Vordergrund der Untersuchung stehen neben der Erfassung des Arteninventars der Carabidae und Lycosidae folgende Fragestellungen:

- Wie wirkt sich der Voranbau im Fichtenwald mit Buche und Tanne zusammen mit der plenterartigen Bewirtschaftung auf die Carabidae und die Lycosidae aus?
- Wie unterscheidet sich die Arten- und Individuenverteilung im Fichten- und Buchenwald?
- Wie wirkt sich das Einbinden der kleinen Windwurfflächen auf die Zönosen der Waldbestände aus?
- Wie sehen die Übereinstimmungen zwischen Sukzessionswald, den kleineren Windwurfflächen und den Waldbeständen aus?
- Wie verteilen sich die Arten- und Individuen über die Flächen?
- Eignen sich die Lycosidae als Indikatoren in Waldökosystemen?

2 Das Untersuchungsgebiet

2.1 Geographische Lage und naturräumliche Zuordnung

Die vorliegende Arbeit wurde in Rheinland-Pfalz im Landkreis Altenkirchen, der den nördlichen Teil des Bundeslandes bildet, durchgeführt (Abb 2.1). Die Waldbestände der Hatzfeldt-Wildenburgischen-Forstverwaltung wo in den Jahren 2000 und 2001 die Erhebungen vorgenommen wurden, liegen in der Gemeinde Wissen, die sich rund 70 Km östlich von Bonn befindet (Abb. 2.1).



Abb. 2.1: Die Lage des Untersuchungsgebiets (U) (schematische Karte)

Rheinland-Pfalz hat nach LIEDKE et al. (1973) in der Hauptsache Anteil an vier naturräumlichen Großregionen: Saar-Nahe-Bergland, Saarländisch-pfälzisches Schichtstufenland, Oberrheinisches Tiefland und das Rheinische Schiefergebirge. Das Rheinische Schiefergebirge nimmt hierbei nahezu den gesamten nördlichen Teil von Rheinland-Pfalz ein. Das gesamte Gebiet wird vom Achsenkreuz Rhein, Mosel und Lahn linksrheinisch in Eifel und Hunsrück und rechtsrheinisch in Westerwald, Taunus und Süderbergland getrennt (NIEHUIS 1988). Innerhalb des Süderberglandes können nach FLIEDNER (1957) die naturräumlichen Untereinheiten Siegerland und Mittelsieg-Bergland unterschieden werden. Das Mittelsieg-Bergland bildet den Wuchsbezirk für die vier Untersuchungsflächen, auf denen die faunistischen Erhebungen durchgeführt wurden. Südlich an diesen Raum schließt sich der Westerwald mit Niederwesterwald und Hoher Westerwald an, im Nord-Westen und Süden wird er begrenzt vom Bergischen Land und dem Siegerland.



Abb. 2.2: Die naturräumliche Gliederung und Topographie von Rheinland - Pfalz/Saarland (FISCHER 1989, etwas verändert)

2.2 Geologie

Die Mittelgebirgslandschaft des Mittelsieg-Berglandes wird durch das kastenförmige Mittelsiegtal in einen nördlichen und einen südlichen Teil zerlegt. Das gesamte Gelände ist durch die der Sieg zufließenden Bachläufe in zahlreiche einzelne Rücken und Riedel aufgelöst. Dies hat die Ausprägung verschiedenster Geländeformen von Ebenen über schwach mäßigen bis zu schroffen Hängen ermöglicht. Das Gebiet steigt im allgemeinen von Süden nach Norden an und erreicht Höhen von ca. 470 m.

Eingebunden in das System des Rheinischen Schiefergebirges weist das Fundament des Süderberglandes das gleiche petrographische Grundmuster auf wie Westerwald, Taunus, Hunsrück und Eifel. Geologisch ist es in das Obere Unterdevon einzuordnen. Sämtliche Gesteine des devonischen Untergrundes, vor allem Tonschiefer verschiedener Färbung,

Bänderschiefer, Grauwacke (Sandstein) und Quarzit, sind durch Übergänge miteinander verbunden. Zum Teil kommt auch Kieseliefer vor, der von diluvialen Lößlehmschichten überlagert sein kann (BETRIEBSWERK 1993).

Die ursprüngliche Schichtung ist neben der aufgezwungenen Schieferung des Gesteinsmaterials oft kaum noch zu erkennen. Genau wie die Faltung des Rheinischen Schiefergebirges ist auch die Schieferung auf gerichteten Druck der variskischen Gebirgsbildung (vor 320-230 Mill. Jahren) zurückzuführen.

2.3 Boden

Böden sind äußerst komplexe Systeme und unterliegen einer Vielzahl von Bildungsbedingungen. Die Bodendeckschichten sind das Ergebnis einer weitergehenden physikalisch-chemischen und biologischen Verwitterung der oberflächennahen, bodenbildenden Ausgangsgesteine. Daneben ist es für den Ausgang der Verwitterung bedeutsam, ob die Verwitterungsprozesse der Gesteine weitgehend unter durchschnittlichen Niederschlagsverhältnissen, bei wechselnder Anwesenheit von Wasser, durch Staunässe oder bei dauerhafter Anwesenheit von Wasser im Abflußbereich von Gerinnen, Bächen oder Flüssen abgelaufen sind. Im Zusammenspiel mit weiteren bodenbildenden Faktoren (u.a. Relief, Vegetation, Tierwelt und Zeit) entstehen so Bodentypen mit charakteristischen Profilen. Die Korngrößenzusammensetzung des Bodens, welche die Wasserkapazität, die Sorptionskraft für Bodennährstoffe und die Durchlüftung bestimmt, determiniert mit den mineralischen Bestandteilen (z.B. des Ausgangsgesteins) und dem organischen Eintrag der biotischen Umwelt die jeweils unterschiedliche Bodenfruchtbarkeit.

Je nach Höhenlage, Niederschlag und Lößvorkommen haben sich als Klimaxböden Braunerden und pseudovergleyte Böden, weiter südlich um Altenkirchen auch Parabraunerden entwickelt (LUG RH.-PFALZ 1992). Die Braunerden aus sandigem Lehm überwiegen flächenmäßig und stellen meist basenarme, podsolige Böden mittlerer bis tiefer Gründigkeit dar, selten Braunerden mittlerer Sättigung (Abb. 2.3). Pseudogleye treten in Plateaulagen auf, allerdings nur auf ca. 10 Prozent der Fläche. Unter Nadelholzbestockung kommt es auch zur Bildung von Rohhumus. Insgesamt ist die Nährstoffversorgung entsprechend dem Ausgangsgestein differenziert, jedoch mangelt es an eutrophen Standorten. Nur im Talbereich der alluvialen Ablagerungen sind bessere Nährstoffversorgungen festgestellt worden.

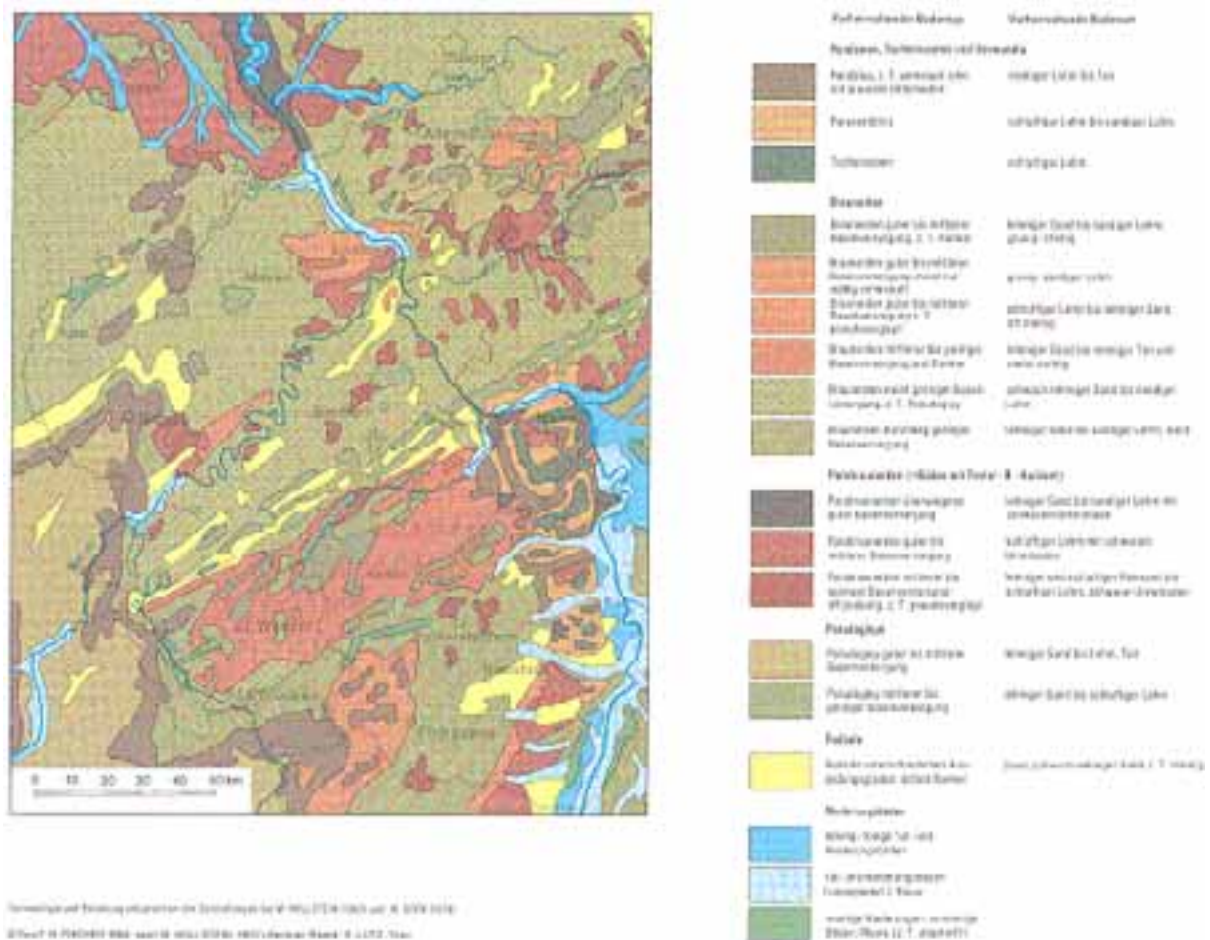


Abb. 2.3: Die Böden im Untersuchungsgebiet (Fischer 1989)

2.4 Hydrologie

Hydrogeographisch gehört der Untersuchungsraum zum 2885 km großen Einzugsgebiet der Sieg mit ihren Nebenflüssen Daadenbach, Heller, Ellerbach, Wisserbach und Nister. Charakteristisch für die Sieg ist ein bezüglich Erosion und Akkumulation ausgeglichenes Flußprofil. Die zahlreichen Seitenbäche der Sieg entspringen meist in Felsquellen aus den Quellhorizonten zwischen Tonschiefer und Sandsteinschichten. In den sandigen Grauwacken tritt das Wasser in Form von Gesteinsquellen aus (LUG RH.-PFALZ 1992).

Während die Talauen der Bäche noch viel Grundwasser führen aufgrund des hohen Porenvolumens der sandig-kiesigen Auenböden, entspricht in weiten Teilen des Gebietes die Wasserversorgung nicht der Höhe der Niederschläge. Bedingt durch den relativ hohen Steingehalt der Böden und häufig konvexen Reliefausformungen fließt der Niederschlag schnell oberflächlich ab und steht damit der Vegetation nur im begrenzten Umfang zur Verfügung.

Größere natürliche Stillgewässer existieren nicht, nur einige Teiche, die als Fischteiche erstellt und genutzt werden. Zusätzlich wurden in den Tälern, die zum Besitz der Hatzfeldt-Wildenburgischen Verwaltung gehören, kleinere, zum Teil temporäre Stillgewässer angelegt. Diese sollen einen Ausgleich bilden für die ursprünglich anzutreffenden Altwässer der mäandrierenden Bachsysteme und stehen damit Arten- und Naturschutzzwecken zur Verfügung.

2.5 Klima

Der Landkreis Altenkirchen wird durch ein „ozeanisch wintermildes“ feuchtes Hügelklima (Böhm in SABEL & FISCHER 1987) geprägt. Im regionalen Kontext lässt es sich als „subozeanisch-subkontinental“ bezeichnen. Großklimatisch betrachtet wird es in Rheinland-Pfalz insgesamt durch die nahe Lage zum Meer (ca. 400 km) bestimmt. Im Mittel über das Jahr ist Südwestwind die Hauptwindrichtung, gefolgt von West- und Nordwestwind. Bedingt durch die Geländeformung und durch die Überfallwinde unterliegen die Windrichtungen allerdings starken Schwankungen.

Die Mittelgebirge wirken als Regenfänger, die in Höhenlagen Niederschlagswerte von über 1000 mm im Jahr ermöglichen, so dass diese Gegenden schon als „ozeanisch-montan“ anzusprechen sind (NIEHUIS 1988). Reliefbedingt ist eine Zunahme von Südwest nach Nordost mit Winter- und Sommermaxima zu verzeichnen. In tieferen Lagen überwiegen im Jahresverlauf die sommerlichen Regen, in Hochlagen die Winterregen (LUG RH.-PFALZ 1992).

Die Temperaturen werden ebenfalls maßgeblich durch die unterschiedlichen Höhenlagen bestimmt (Tab. 2.1). Dies bedeutet für die höchsten Erhebungen in Rheinland-Pfalz mittlere Temperaturen nahe bei 5 °C, wogegen die im Windschatten der Gebirge liegenden Täler und Weitungen nach Haffner (in NIEHUIS 1988) zu den trockensten und wärmsten Landstrichen Deutschlands gehören.

Tab. 2.1: Mittlere Jahrestemperatur (m. JT) nach Höhenstufen (HERMANN & INSTITUT FÜR LANDESKUNDE 1969)

Höhe ü. NN in m	150	200	250	300	350	400	450	500	550	600	650
m. JT in °C	9,2	8,9	8,6	8,4	8,1	7,8	7,5	7,2	6,9	6,6	6,4

Frühfröste sind im Untersuchungsgebiet ab Anfang Oktober, Spätfröste unter Umständen noch den ganzen Mai zu erwarten.

Das Jahr 2000 verlief insgesamt überdurchschnittlich warm, die gesamte erste Jahreshälfte war im Schnitt rund 2° wärmer als das langjährige Temperaturmittel. Nach einem milden aber feuchten Winter folgten im April, Mai und Juni verhältnismäßig warme und trockene Monate (Abb. 2.4, Abb. 2.5, Tab. 2.2). Der Juli bildete mit 12,6 °C zu 15,3 °C im langjährigen Mittel die große Ausnahme. Zudem war dieser Monat von extrem häufigen Regenereignissen gekennzeichnet, die das normale Niederschlagsmittel um 297% übertroffen haben. Zum Ende des Jahres folgte dann wieder ein warmer und bis auf den September auch relativ trockener Herbst und Winteranfang.

Tab. 2.2: Monatssummen der Niederschläge und Monatsmitteltemperaturen im Untersuchungsraum im Jahr 2000, sowie deren langjährige Mittelwerte (Mittel) (DWD – Deutscher Wetterdienst 2000)

	Monat	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
Niederschlag in mm	2000	97	132	149	39	70	50	285	76	149	71	72	82
	Mittel	113	81	100	83	84	100	96	97	84	92	114	124
Temperatur in °C	2000	0	2,1	3,9	8,6	13,2	15,1	12,6	16,5	12,9	8,6	4,6	2
	Mittel	-1,6	-0,9	2,2	5,8	10,6	13,4	15,3	15	11,9	7,8	2,6	-0,3

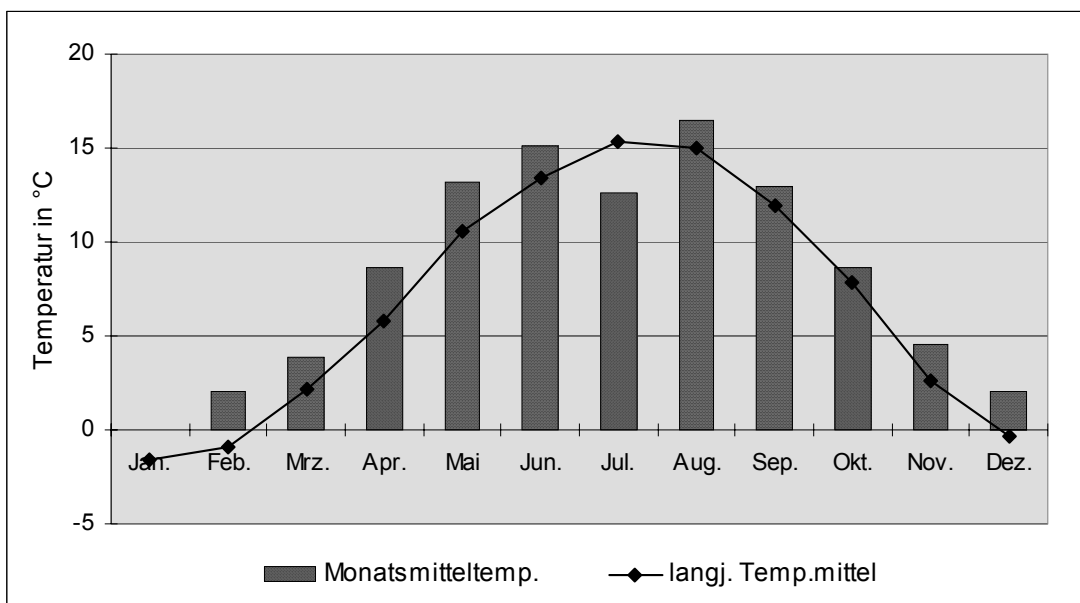


Abb. 2.4: Monatsmitteltemperaturen des Untersuchungsgebietes des Jahres 2000 im Vergleich zu den langjährigen Mittelwerten (DWD, Station Bad Marienfeld/Westerwald; Höhe ü. NN 547 m)

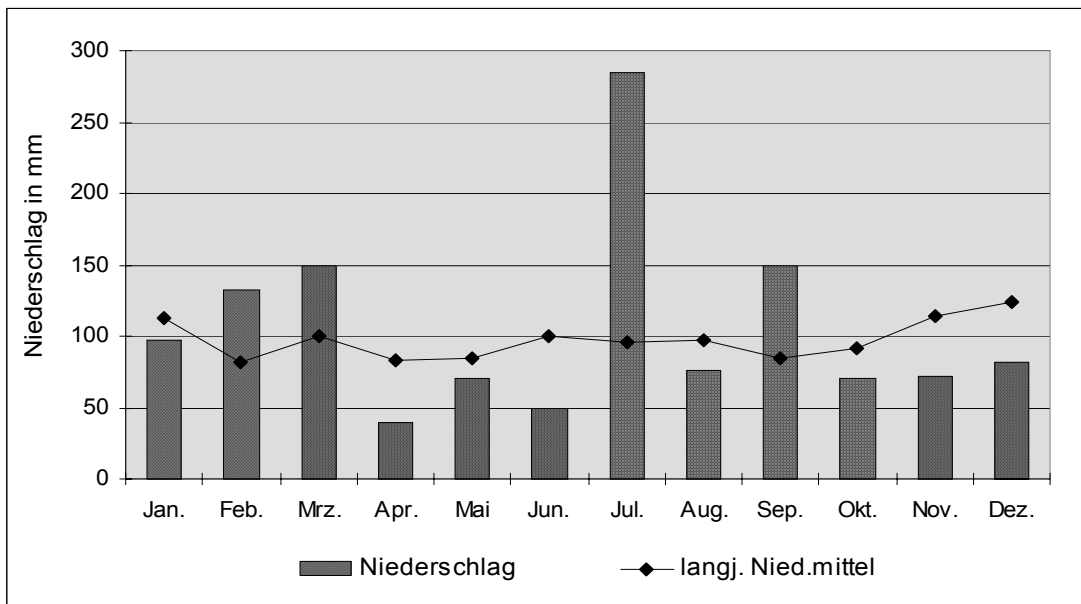


Abb. 2.5: Monatsniederschläge des Untersuchungsgebietes des Jahres 2000 im Vergleich zu den langjährigen Mittelwerten (DWD, Station Bad Marienfeld/Westerwald; Höhe ü. NN 547 m)

Das Jahr 2001 verlief ähnlich mild wie das vorangegangene. Die Monate Januar bis März waren zwar kühler als im Jahr 2000, dennoch lagen die Durchschnittstemperaturen immer noch deutlich über den Werten des langjährigen Mittels (Abb. 2.6, Tab. 2.3). Was die Niederschläge angeht, zeigten sich in den ersten Monaten kaum Besonderheiten. Auffällig ist erst der sehr warme und vor allem mit nur 18 mm Niederschlag extrem trockene Mai (Abb. 2.7). Auch die weiteren Sommermonate stellten sich relativ trocken und ziemlich warm dar, mit der höchsten Temperatur im August, die 2,2 °C über der langjährig gemittelten Temperatur lag. Die letzten Monate des Jahres zeigten sich im Vergleich zu den Werten des langjährigen Mittels als sehr unbeständig. Einem sehr nassen und kühlen September folgte ein trockener und sehr warmer Oktober, dessen Durchschnittstemperatur die des Vormonats um 1,7 °C übertraf. Der November war dann wieder sehr feucht und der Dezember mit –1,1 °C sehr kühl.

Tab. 2.3: Monatssummen der Niederschläge und Monatsmitteltemperaturen im Untersuchungsraum im Jahr 2001, sowie deren langjährige Mittelwerte (Mittel) (DWD – Deutscher Wetterdienst 2001)

	Monat	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
Niederschlag in mm	2001	84	86	124	113	18	114	65	44	194	68	152	96
	Mittel	113	81	100	83	84	100	96	97	84	92	114	124
Temperatur in °C	2001	-0,2	1,5	2,9	5,1	13,1	12,6	16,8	17,2	9,7	11,4	2,9	-1,1
	Mittel	-1,6	-0,9	2,2	5,8	10,6	13,4	15,3	15	11,9	7,8	2,6	-0,3

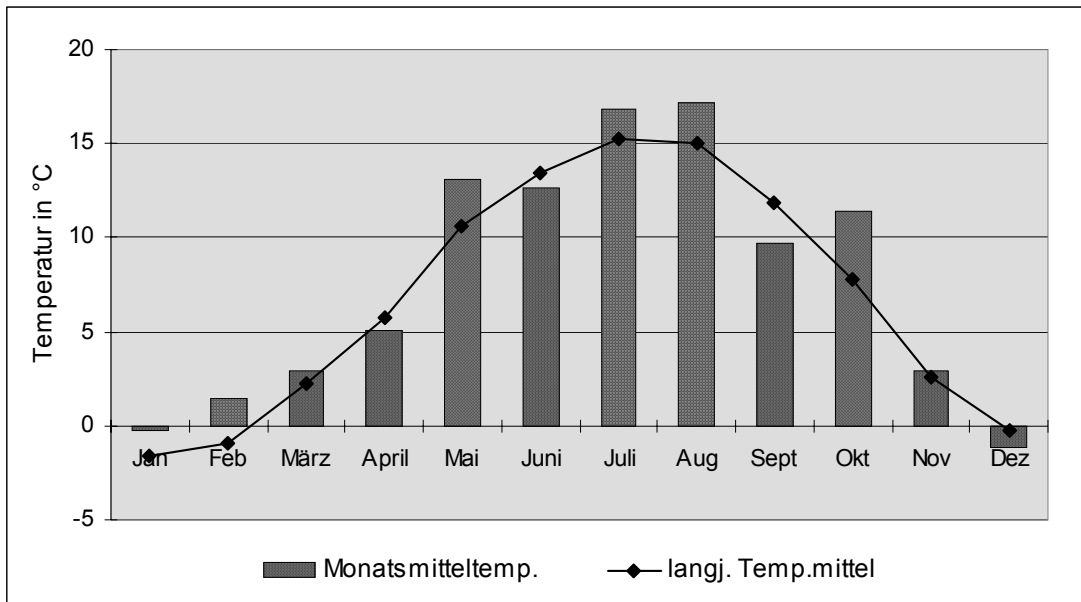


Abb. 2.6: Monatsmitteltemperaturen des Untersuchungsgebietes des Jahres 2000 im Vergleich zu den langjährigen Mittelwerten (DWD, Station Bad Marienfeld/Westerwald; Höhe ü. NN 547 m)

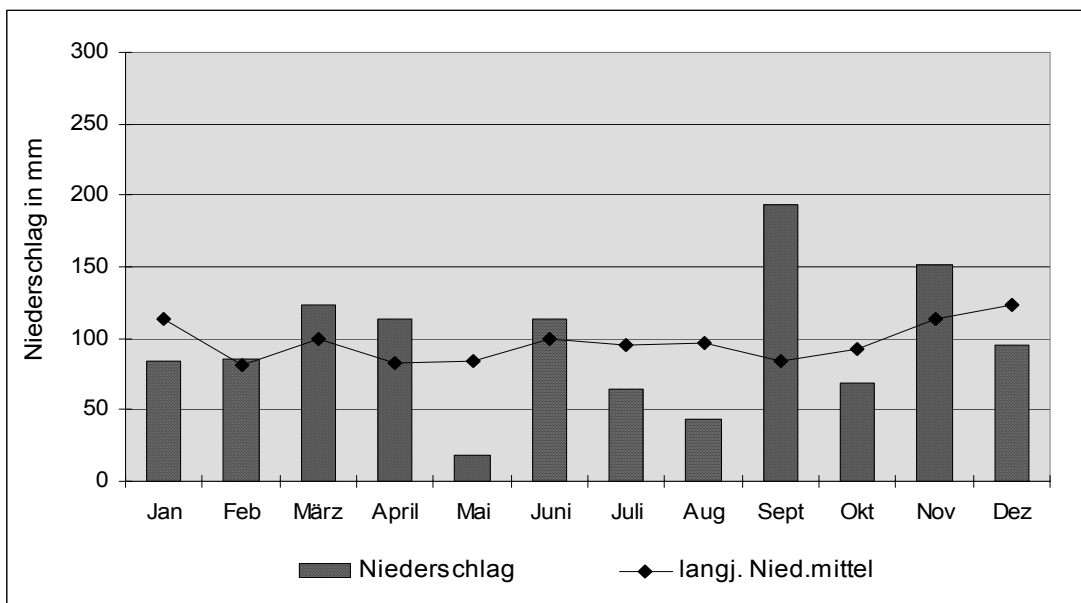


Abb. 2.7: Monatsniederschläge des Untersuchungsgebietes des Jahres 2001 im Vergleich zu den langjährigen Mittelwerten (DWD, Station Bad Marienfeld/Westerwald; Höhe ü. NN 547 m)

2.6 Potentielle natürliche Vegetation

Die potentielle natürliche Vegetation gibt einen angenommenen natürlichen Zustand (dabei den höchstentwickelten, also das Schlußwaldstadium) der Vegetation wieder, wie er bei Wegfall menschlicher Einflüsse unter den gegebenen ökologischen Bedingungen vorherrschen würde (SCHMIDT 1997).

Sie wird unter anderem herangezogen, um die Eigenschaften eines Standortes zu charakterisieren. Ihre Anwendbarkeit zur Beurteilung und Bewertung von Naturnähe und Entwicklungspotential bestimmter Waldbestände wird allerdings sehr kritisch hinterfragt (WALDENPUHL 1990, 1991, OESTEN 1993, STURM 1993, SCHERZINGER 1996).

Die potentielle natürliche Waldgesellschaft auf dem überwiegendem Anteil der Fläche wäre der Hainsimsen-Buchenwald (LUG RH.-PFALZ 1992). Diese Waldgesellschaft stockt in erster Linie auf basenarmen Braunerden und ist sehr artenarm. Strauch-, Kraut- und Moosschicht weisen geringe Deckungsgrade auf. Die Rotbuche dominiert in den Beständen. Typische Säureanzeiger sind die Schmalblättrige Hainsimse und die Draht-Schmiele. Im Bereich von Fluß- und Bachauen auf stärker vernässten Böden wie Gleye und Pseudogleye kann der Sternmieren-Stieleichen-Hainbuchenwald hinzutreten. Die Krautschicht wird hier von Feuchtezeigern und Arten mäßig nährstoffversorgter Standorte gebildet, während in der Strauchschicht Hartriegel, Pfaffenhütchen und Weißdorn vorkommen. Auf flachgründigen Partien und Oberhängen mischen sich Eichenwälder mit Birke und Kiefer.

2.7 Forstbetrieb und forstliche Nutzung

Die Hatzfeldt-Wildenburgische Forstverwaltung bildet mit ihrer Fläche den nördlichen Teil des Landes Rheinland-Pfalz. Kleinere Areale greifen auch auf das Land Nordrhein-Westfalen über. Die Betriebsfläche umfasst ca. 7500 ha, von denen ein Großteil 7256 ha forstwirtschaftlich genutzt wird, während die restlichen 244 ha auf landwirtschaftliche Flächen, Bachtäler und naturschutzrelevante Bereiche entfallen. Der Forstbetrieb wurde 1999 als einer der ersten in der BRD nach den FSC-Richtlinien zertifiziert. Im Gegensatz zur potentiellen natürlichen Vegetation dominieren heute Nadelwälder mit einem Anteil von rund 65% an der Gesamtfläche. Die Nadelwaldbestände werden zu über 90% von der Fichte gebildet, während die Laubwaldbestände maßgeblich durch Eiche und Buche geprägt sind (Abb. 2.8). Alle drei Baumartengruppen treten zumeist als Reinkulturen auf.

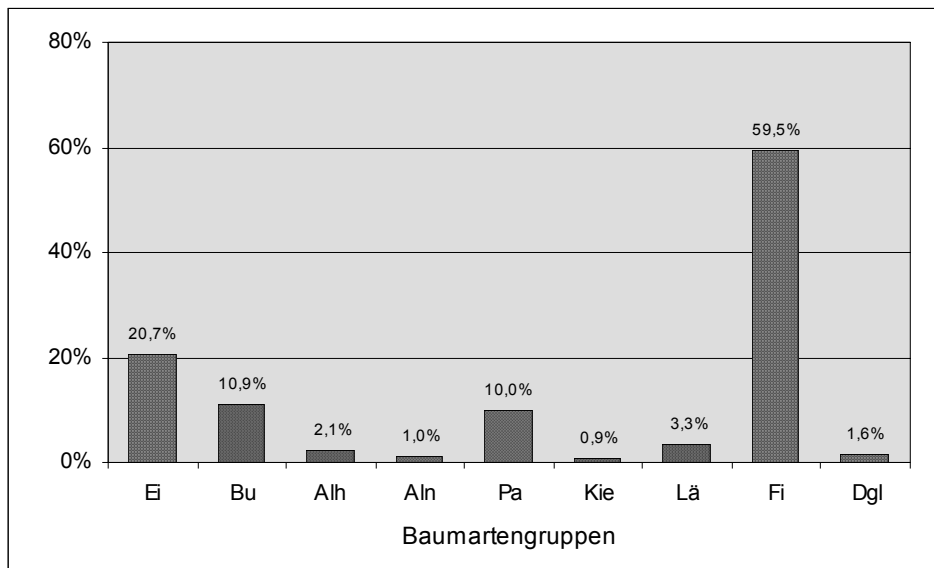


Abb. 2.8: Verteilung der Baumartengruppen mit 65,1% Nadelholz und 34,9% Laubholz (STRAUBINGER 1997)

Legende: Ei: Eiche, Bu: Buche, Alh: Andere Laubhölzer mit hoher Umtriebszeit (z.B. Esche, Bergahorn, Vogelkirsche), Aln: Andere Laubhölzer mit niedriger Umtriebszeit (z.B. Birke, Traubenkirsche), Pa: Pappel, Kie: Kiefer, L: Lärche, Fi: Fichte, Dgl: Douglasie

Anfang der 90er Jahre wurde die Waldbaustrategie des Betriebs von der Nutzung von Altersklassenwldern und Monokulturen umgestellt auf eine Misch- und Dauerwald orientierte schlagfreie Waldbewirtschaftung.

Beim System der schlagfreien Waldbewirtschaftung sind alle für die Stetigkeit des Waldökosystems erforderlichen Entwicklungsstadien nicht schlagweise voneinander getrennt, sondern in derselben Wirtschaftseinheit zeitlich und räumlich miteinander verbunden, so dass sich bei hinreichender Flächengröße eine Nachhaltigkeitsunit ergibt. Schlagfrei durchforstete Wälder sind Dauerwlder (THOMASIU 1994). Die Bäume werden einzelstammweise und individuell entnommen, wenn sie ihre Zielstarke bzw. ihre Umtriebszeit (bei Buchen ca. 60-65 cm und 160 Jahren) erreicht haben. Zusätzlich werden auch die qualitativ minderwertigen, schwächeren Stämme durchforstet, so dass eine Auflichtung vom starken Ende und vom schwächeren Teil her erfolgt. Durch die regelmäßige Einzelstammnutzung soll in den hierdurch lichtereren Bereichen eine dauernde Naturverjüngung gewährleistet werden, mit dem Ziel den Vertikalraum des Waldes mit möglichst vielen Altersschichten pro Bestandeseinheit auszufüllen. In Anlehnung an den Begriff Plenterwirtschaft wird diese Form der Durchforstung häufig als Plenterung bezeichnet.

In den Fichtenbeständen soll über Naturverjüngung und Voranbau in den geplenterten Waldarealen ein Laubholzanteil von ca. 30% erreicht werden. Dies wird in erster Linie zu einer Umwandlung der ehemaligen Reinbestände in Fichten-Buchenwälder führen. Neben Buchen werden beim Voranbau der Fichtenbestände vor allem Weißtannen verwendet. Für das Umsetzen dieser Waldbaustrategie und ihre Einbettung in weitere ökologische Zielvorstellungen folgen hieraus einige grundsätzliche Forderungen in Kombination mit speziellen Leitlinien des Betriebes, wie sie in Anlehnung an STRAUBINGER (1994) dargelegt werden:

- Ein Arbeiten auf der gesamten Waldfläche, mit einer auf den Einzelstamm ausgerichteten Nutzung, sowie eine Pflege Tätigkeit mit dem Motto „das Schlechte fällt zuerst, das Bessere bleibt erhalten“ soll den Dauerwald sichern und einen höher strukturierten, plenterartigen Wald erstellen.
- Als Mischungselemente sind auch standortgemäße, aber nicht natürlich vorkommende Baumarten (Douglasie) vorgesehen.
- Die Eingriffe erfolgen in mehrjährigen, stetigen Intervallen mit mäßiger Stärke. Die Baumentnahme erfolgt zeitlich gestreckt im Zusammenspiel von wirtschaftlichem, funktionellem (Aufgabe als Mischungs- und Strukturelement) und ökologischem Wert.
- Der Dauerwald soll ein typisches Waldklima erzeugen, um Wachstum und Vitalität zu fördern und Kalamitätenanfälligkeit zu reduzieren.
- Es erfolgt kein Kahlschlag oder eine Ganzbaumnutzung, ebenfalls wird auf unpflegliche Rückeverfahren verzichtet. Zur Vermeidung von Befahrungsschäden am Boden und Rückeschäden am aufstockenden Bestand werden sog. Rückegassen angelegt, auf denen sich die eingesetzten Maschinen bewegen.
- Durch das Belassen von organischer Substanz (z.B. Reisig, Äste, Blätter, Nadeln) bleibt ein Teil des Nährstoffangebots dem System erhalten. Die restliche Stoffsubstanz bewirkt außerdem differenzierte Licht- und Feuchtigkeitsverhältnisse und schafft damit bessere Verhältnisse für walddtypische Pflanzen- und Tierarten.
- Eine hohe Umtriebszeit führt zu ausgereiften, dicken Stämmen, welche positive Auswirkungen haben hinsichtlich Bestandesstruktur, Nischenbildung für Tiere und Ästhetik.

- Im Zuge der permanenten Pflege wird die Walderneuerung erreicht über Naturverjüngung, wobei die nachwachsende Waldgeneration im Halbschatten der alten Bäume erzogen wird.
- Es erfolgt ein Einbinden naturschutzrelevanter und landespflegerischer Gesichtspunkte. Hierunter fallen das Belassen von alten Bäumen, die Gestaltung der Waldinnen- und Waldaußenränder, das Erhalten von Nischenbäumen (z.B. Spechtbaum, Insektenbaum), das Einbringen von selten gewordenen Baumarten und das Akzeptieren von natürlichen Sukzessionsabläufen.
- Die Populationsgröße der Schalenwildbestände soll einreguliert und an eine die Naturverjüngung ermöglichende Kapazität angepaßt werden

3 Probeflächen

3.1 Übersicht

Alle vier Untersuchungsflächen befinden sich im Revier Katzwinkel der Hatzfeldt-Wildenburgischen Forstverwaltung. Die Flächen liegen einige Kilometer außerhalb der Stadt Wissen, nördlich des Ortsteils Elkhausen. Die vier Waldbestände wurden in den Jahren 2000 und 2001 beprobt. Eine Kurzübersicht der Flächen mit den Abkürzungen, die in den folgenden Kapiteln verwendet werden, zeigt die Tab. 3.1 (s. auch Abb. 3.1 – 3.7). Die Standorte werden in den folgenden Unterkapiteln beschrieben. Dort wird auch die Umgebung der Einzelfallen in einem Quadrat von ca. 9 m² charakterisiert.

Tab. 3.1: Verwendete Abkürzungen der Untersuchungsflächen

Nr.	Abkürzung	Fläche
A	Suk	Sukzessionswald
B	Fi	Fichtenwald
C	FiBu	Fichten-Buchenwald
	FiBuoW	Fichten-Buchenwald ohne Teilfläche Windwurf
	FiBuWw	Teilfläche Windwurf im Fichten-Buchenwald
D	Bu	Buchenwald
	BuoW	Buchenwald ohne Teilfläche Windwurf
	BuWw	Teilfläche Windwurf im Buchenwald

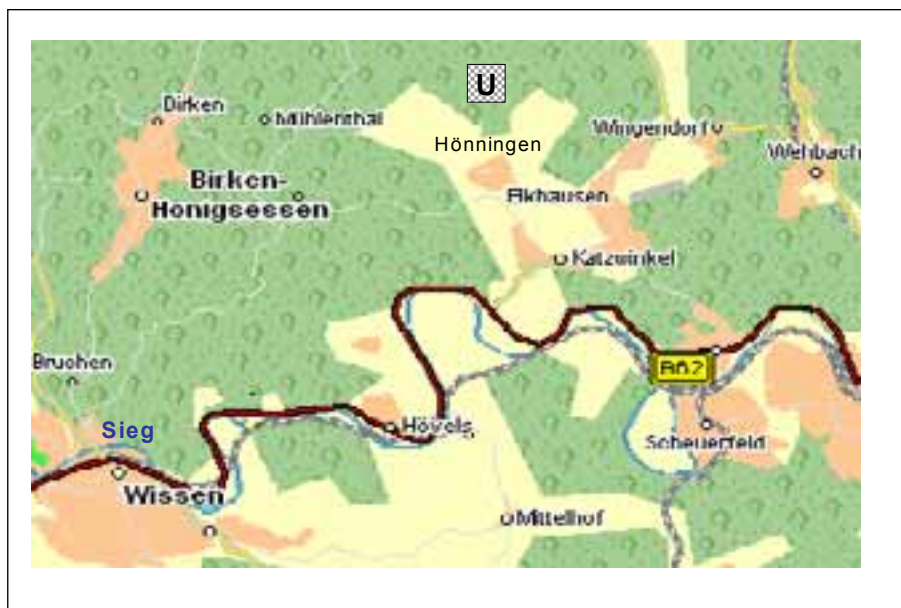


Abb. 3.1: Lage der Probeflächen



Abb. 3.2: Sukzessionswald



Abb. 3.3: Der Fichtenwald



Abb. 3.4: Fichten-Buchenwald



Abb. 3.5: Die Windwurffläche im Fichten-Buchenwald



Abb. 3.6: Der Buchenwald



Abb. 3.7: Die Windwurffläche im Buchenwald

3.2 Sukzessionswald

Beim Probestandort Sukzessionswald (Suk) handelt es sich um eine Fichten-Windwurf Fläche aus dem Jahre 1985. Größtenteils wurde dieser Bereich geräumt, einige Festmeter liegendes und stehendes Totholz verblieben auf der Fläche. Durch Naturverjüngung und Pflanzung entstand ein in weiten Teilen dichter Vorwald. Die Höhe beträgt durchschnittlich 3-5 m, stellenweise erreichen Jungbäume aber auch schon 5-8 m. Im Randbereich stehen noch einige Altfichten. Die dominierenden Baumarten im Vorwald sind *Fagus sylvatica*, *Betula pentula*, *Abies alba*, *Picea abies*. Zudem kommen *Sorbus aucuparia*, *Quercus petraea*, *Carpinus betulus*, *Alnus glutinosus* und *Larix decidua* vor. Vorwaldbereiche wechseln sich auf der ganzen Fläche kleinräumig mit offenen Strukturen ab, deren Anteile im untersuchten Gebiet aber deutlich geringer sind. Die Kraut- und Strauchschicht ist fast überall gut entwickelt. Vor allem *Carex pilulifera* bildet flächige Rasen in den offenen Bereichen, auch *Calluna vulgaris*, *Vaccinium myrtillus* und *Sarothamnus scoparius* treten im Gelände auf. Vom Rand dringt zunehmend *Rubus fruticosus* auf die Fläche vor, vereinzelt auch *Pteridium aquilinum* und *Luzula luzuloides*.

Eine Übersicht der Daten des Sukzessionswaldes zeigt die Tab. 3.2 (BETRIEBSWERK 1993). Eine kurze Charakterisierung der Umgebung von ca. 9 qm um die einzelnen Fallenstandorte dieser Fläche mit Angaben zu den Deckungsgraden wird in der Tab. 3.3 aufgeführt.

Tab. 3.2: Standortangaben des Sukzessionswaldes (Efm: Erntefestmeter)

Fläche	Sukzessionswald (Suk)
Wuchsgebiet	Süderbergland
Wuchsbezirk	Mittelsieg-Bergland
Revier	Katzwinkel
Abteilung	358 D/ 359 B
Größe	1,53 ha/7,81 ha
Vorrat	ca. 400 Efm auf der ganzen Fläche
Höhe über NN	270 m
Höhenstufe	kollin
Hangneigung	schwach geneigt

Tab. 3.3: Standortbeschreibung der Einzelfallen im Sukzessionswald

Suk	Vegetationsschicht	Bedeckungsgrad/Beschreibung
Falle 1	Obere Baumschicht: Untere Baumschicht: Kraut-Strauchschicht: Moosschicht:	20% Altfichte, Eberesche 10% aus Birke, Tanne (bis 1 m) 80% Segge 20%
Falle 2	Untere Baumschicht: Kraut-Strauchschicht: Moosschicht: Strukturen/Totholz:	80% Buche, Eiche, Eberesche (4-5 m) vereinzelt Besenginster 30% Baumstumpf
Falle 3	Obere Baumschicht: Moosschicht: Nadelstreu: Strukturen/Totholz:	50% Altfichte 30% ca. 3 cm Baumstumpf
Falle 4	Untere Baumschicht: Kraut-Strauchschicht: Moosschicht:	10% Birke (2 m) 80% aus Segge, Besenginster, 20%
Falle 5	Obere Baumschicht: Kraut-Strauchschicht: Moosschicht: Strukturen/Totholz:	50% Tanne (bis 4 m) 50% Segge 50% steh. Fichte 2 m x 0,8 m Ø, mäßig vermodert
Falle 6	Untere Baumschicht: Kraut-Strauchschicht: Laubstreu:	40% Birke bis (2 m) 90% aus Segge, Besenheide 0,5 cm
Falle 7	Obere Baumschicht: Kraut-Strauchschicht: Moosschicht: Strukturen/Totholz:	40% Buche, Birke, Tanne (bis 3,5 m) 90% aus Segge, Besenginster 10% Totholz 1m x 0,6 m Ø, stark vermodert
Falle 8	Obere Baumschicht: Kraut-Strauchschicht: Nadelstreu:	90% Altfichte 10% Segge 3 cm
Falle 9	Untere Baumschicht: Kraut-Strauchschicht: Moosschicht:	20% Buche, Birke, Tanne (bis 2 m) 50% aus Segge, Brombeere 50%
Falle 10	Baumschicht: Kraut-Strauchschicht: Moosschicht: Laubstreu:	80% Buche, Birke, Tanne (3 - 4 m) 40% aus Segge, Brombeere 30% < 1 cm
Falle 11	Untere Baumschicht: Kraut-Strauchschicht: Moosschicht: Laubstreu: Strukturen/Totholz:	80% Buche, Birke, Tanne (3 - 4 m) 40% aus Segge, Brombeere 30% < 1 cm Totholz 1m x 0,3 m Ø, stark vermodert
Falle 12	Untere Baumschicht: Krautschicht: Moosschicht: Laubstreu:	30% Buche, Birke (bis 2 m) 50% aus Segge, Besenheide 50% < 1 cm

3.3 Fichtenwald

Der Untersuchungsstandort Fichtenwald (Fi) ist ein reiner Fichtenbestand mit einem Alter von ca. 40 Jahren. Seine Bestandesstruktur ist weitestgehend geschlossen. In einigen Bereichen sind durch die Durchforstung kleine Öffnungen im Stangengehölz entstanden. Ein Voranbau mit Laubholzarten hat zum jetzigen Zeitpunkt noch nicht stattgefunden. Die Kraut-Strauchvegetation ist kaum ausgebildet, einzig schattentolerante Moose bedecken den Nadelwaldboden.

Einen Überblick über die Daten des Fichtenwaldes (BETRIEBSWERK 1993) und die Charakterisierung der Fallenstandorte geben die Tab. 3.4 und 3.5.

Tab. 3.4: Standortangaben des Fichtenwaldes

Fläche	Fichtenwald (Fi)
Wuchsgebiet	Süderbergland
Wuchsbezirk	Mittelsieg-Bergland
Revier	Katzwinkel
Abteilung	366 B
Größe	4,2 ha
Vorrat	158 Efm/ha
Höhe über NN	280 m
Höhenstufe	kollin
Hangneigung	schwach geneigt

Tab. 3.5: Standortbeschreibung der Einzelfallen des Fichtenwaldes

Fichtenwald	Vegetationsschicht	Bedeckungsgrad/Beschreibung
Falle 1	Obere Baumschicht: Moosschicht: Nadelstreu: Strukturen/Totholz:	100% Fichte 80% 2 cm Baumstumpf
Falle 2	Obere Baumschicht: Moosschicht: Strukturen/Totholz:	100% Fichte 80% Fichte 3 m x 0,2 m Ø, wenig vermodert
Falle 3	Obere Baumschicht: Moosschicht: Nadelstreu:	100% Fichte 80% ca. 2 cm
Falle 4	Obere Baumschicht: Moosschicht: Nadelstreu: Strukturen/Totholz:	100% Fichte 70% ca. 2 cm Baumstumpf
Falle 5	Obere Baumschicht: Moosschicht: Nadelstreu: Strukturen/Totholz:	100% Fichte 80% ca. 2 cm Fichte 3 m x 0,2m Ø, wenig vermodert

Fichtenwald	Vegetationsschicht	Bedeckungsgrad/Beschreibung
Falle 6	Obere Baumschicht: Krautschicht: Moosschicht: Nadelstreu:	60% Fichte vereinzelt Waldhainsimse 60% < 1 cm
Falle 7	Obere Baumschicht: Krautschicht: Moosschicht: Nadelstreu: Strukturen/Totholz:	50% Fichte 10% aus Segge, Brombeere 60% < 1 cm aufgeklappter Wurzelteller
Falle 8	Obere Baumschicht: Krautschicht: Moosschicht: Strukturen/Totholz:	40% Fichte, eine Birke wenig Brombeere 10% Baumstumpf
Falle 9	Obere Baumschicht: Moosschicht: Nadelstreu:	60% Fichte 10% 3 cm
Falle 10	Obere Baumschicht: Krautschicht: Moosschicht: Nadelstreu:	100% Fichte vereinzelt Honiggras 80% 2 cm
Falle 11	Obere Baumschicht: Moosschicht: Nadelstreu: Strukturen/Totholz:	100% Fichte 80% 2 cm liegende Fichte Ø
Falle 12	Obere Baumschicht: Moosschicht: Nadelstreu:	100% Fichte 80% 2 cm

3.4 Fichten-Buchenwald

Der zweite Fichtenwald in dieser Arbeit ist ein ca. 60 Jahre alter Bestand. Neben *Picea alba* kommt vereinzelt auf der Fläche *Fagus sylvaticus* in einem Alter von 15 Jahren vor. Wie die meisten Fichtenreinbestände der Hatzfeldt-Wildenburgischen Forstverwaltung soll auch dieser in einem Mischbestand umgebaut werden. Neben Naturverjüngung wurde auf dieser Fläche ein Voranbau mit den Schattenbaumarten Buche und Tanne betrieben. Bei den Umbaumaßnahmen wird die Fläche nicht schematisch zugepflanzt, sondern es werden Kleinstandorte gewählt (STRAUBINGER 1997). Zudem sind die verwendeten Pflanzen nicht älter als zwei Jahre und nicht verschult. Durch die stärkere Durchforstung ist der Bestand offener und die Kraut-Strauchschicht entsprechend stärker entwickelt. Neben den ca. acht Jahre alten Jungbäumen tritt vor allem *Rubus fruticosus* mit hohen Deckungsgraden auf, an einigen Stellen auch *Carex pilulifera*.

Auf der Fläche steht zusätzlich ein kleiner Vorwald von ca. 0,1 ha, als Folge eines Windwurfs aus dem Jahre 1986. Er wird in erst Linie gebildet von *Fagus sylvatica*, *Betula pentula*, *Abies alba*, *Picea abies* und *Sorbus aucuparia*. Ähnlich wie auf der

Sukzessionswaldfläche erreichen die Jungbäume eine Höhe von ca. 3-5 m. Die Bodenvegetation wird vor allem von *Rubus fruticosus* und *Pteridium aquilinum* gebildet.

Der Überblick zu dieser Untersuchungsfläche (BETRIEBSWERK 1993) und zu den Standorten der Einzelfallen geben die Tab. 3.6 und 3.7.

Tab. 3.6: Standortangaben des Fichten-Buchenwaldes

Fläche	Fichten-Buchenwald (FiBu)
Wuchsgebiet	Süderbergland
Wuchsbezirk	Mittelsieg-Bergland
Revier	Katzwinkel
Abteilung	366 A
Größe	5,17 ha
Vorrat	313 Efm/ha
Höhe über NN	270 m
Höhenstufe	kollin
Hangneigung	schwach geneigt – mäßig geneigt

Tab. 3.7: Standortbeschreibung der Einzelfallen des Fichten-Buchenwaldes

Fichten-Buche	Vegetationsschicht	Bedeckungsgrad/Beschreibung
Falle 1	Obere Baumschicht: Kraut-Strauchschicht: Moosschicht: Nadelstreu:	80% Fichte 10% Segge 80% 2 cm
Falle 2	Obere Baumschicht: Untere Baumschicht: Krautschicht: Moosschicht: Strukturen/Totholz:	70% Fichte 20% aus Buche, Eiche, Tanne (bis 1,5 m) 80% Segge, Brombeere 10% Fichte 0,5 m x 0,4 m Ø, mäßig vermod.
Falle 3	Obere Baumschicht: Untere Baumschicht: Krautschicht: Moosschicht:	70% Fichte 40% aus Buche, Eiche, Tanne (1 -2 m) 60% aus Straußgras, Brombeere 40%
Falle 4	Obere Baumschicht: Untere Baumschicht: Krautschicht: Strukturen/Totholz:	70% 10% aus Eiche Tanne Birke (1- 2 m) 100% aus Segge, Brombeere, Beere Fichte 1 m x 0,2 m Ø, mäßig vermod.
Falle 5	Obere Baumschicht: Unter Baumschicht Krautschicht: Moosschicht: Strukturen/Totholz:	50% Fichte 30% aus Buche, Eiche, Tanne, Birke (1-2 m) 50% Segge, Waldhaimsimse 50% Fichte 1 m x 0,2 m Ø, stark vermodert
Falle 6	Obere Baumschicht: Untere Baumschicht: Krautschicht: Moosschicht:	50% Fichte 40% Buche, Tanne 50% Segge, Waldhaimsimse 50%

Fichten-Buche	Vegetationsschicht	Bedeckungsgrad/Beschreibung
Falle 7 (Windwurf)	Kraut-Strauchschicht: Moosschicht: Nadelstreu:	50% aus Farn, Brombeere 30% < 1 cm
Falle 8 (Windwurf)	Untere Baumschicht: Kraut-Strauchschicht: Laubstreu: Strukturen/Totholz:	20% aus Buche, Tanne, Birke (2-3 m) 80% aus Brombeere, Farn 1 cm Birke 3 m x 0,2 Ø, beginnende Zersetzung
Falle 9 (Windwurf)	Untere Baumschicht: Kraut-Strauchschicht: Strukturen/Totholz:	50% aus Buche, Tanne, Eberesche (3-4 m) 100% Segge Fichte 3 m x 0,3 m Ø, stark vermodert
Falle 10	Obere Baumschicht: Kraut-Strauchschicht: Laub-Nadelstreu:	70% Fichte 30% aus Brombeere, Farn 2-3 cm
Falle 11 (Windwurf)	Untere Baumschicht: Laubstreu:	100% Buche (3 m) 3 - 4 cm
Falle 12	Obere Baumschicht: Untere Baumschicht: Kraut-Strauchschicht: Moosschicht: Strukturen/Totholz:	70% Fichte 20% aus Buche, Tanne (2 m) 70% aus Segge, Brombeere 30% Baumstumpf, Fichte 2 m x 0,2 Ø, stark vermod

3.5 Buchenwald

Auf dieser Laubwaldfläche stockt ein Buchen-Reinbestand in einem Alter von ca. 125 Jahren. Geschlossene Bereiche wechseln sich ab mit einer lückig-lockeren Anordnung, die zum Teil auf Windwurf zurückzuführen ist. In der einschichtigen Vertikalstruktur des Waldes spiegelt sich noch die jahrelange Nutzung als Altersklassenforst wieder. Die seit ca. 10 Jahren praktizierte zielstammweise Durchforstung im Sinne der schlagfreien Waldwirtschaft hat aber zu einer weiteren Auflockerung in der Horizontalverteilung geführt. Diese wiederum hat durch verstärkte Lichtstellung eine ausgeprägtere Buchen-Naturverjüngung ermöglicht. Neben Jungbäumen von *Fagus sylvatica* tritt auch *Picea abies* zahlreich auf der Fläche auf. Die Krautschicht ist weniger stark ausgeprägt, neben *Carex pilulifera* kommen auch *Rubus idaeus*, *Agrostis tenuis*, *Holcus mollis*, *Galium hircynicum* oder *Luzula albida* nur mit geringen Deckungsgraden vor. Zumeist existiert eine 2-4 cm dicke Laubstreuauflage.

Wie im Fichten-Buchenwald befindet sich zusätzlich ein ca. 0,2 ha großer Vorwald auf der Fläche. Insgesamt zeigt sich dieser geschlossener als der kleine Vorwald im Fichtenwald. Die durchschnittliche Höhe der Baumschicht beträgt ca. 3-5 m. Er wird gebildet von *Fagus sylvatica*, *Picea abies*, *Sorbus aucuparia* und *Betula pentula*, die einen großen Anteil an der Baumartenverteilung besitzt. Die Kraut-Strauchschicht besteht vor allem aus *Rubus fruticosus* und z.T. aus *Carex pilulifera* und *Calamagrostis epigeios*. Sie ist allerdings

nicht stark ausgeprägt. An manchen Stellen ist der Jungwuchs so dicht, dass überhaupt keine Bodenvegetation, sondern nur eine dicke Laubstreuauflage existiert.

Die Angaben zum Standort Buchenwald (BETRIEBSWERK 1993) und den dort eingesetzten Fallen stehen in den Tab. 3.8 und 3.9.

Tab. 3.8: Standortangaben des Buchenwaldes

Fläche	Buchenwald (Bu)
Wuchsgebiet	Süderbergland
Wuchsbezirk	Mittelsieg-Bergland
Revier	Katzwinkel
Abteilung	369 B
Größe	4,96 ha
Vorrat	274 Efm/ha
Höhe über NN	300 m
Höhenstufe	kollin
Hangneigung	schwach geneigt – mäßig geneigt

Tab. 3.9: Standortbeschreibung der Einzelfallen des Buchenwaldes

Buchenwald	Vegetationsschicht	Bedeckungsgrad/Beschreibung
Falle 1	Obere Baumschicht: Untere Baumschicht: Moosschicht: Laubstreu:	50% Buche 40% aus Buche, Eiche, Tanne (bis 1,5 m) 10% ca. 3 cm
Falle 2	Obere Baumschicht: Untere Baumschicht: Kraut-Strauchschicht: Moosschicht: Laubstreu:	50% Buche 40% aus Buche, Eiche, Tanne (bis 1,5 m) 10% Segge 10% ca. 3 cm
Falle 3	Obere Baumschicht: Untere Baumschicht: Krautschicht: Laubstreu: Strukturen/Totholz:	40% Buche 20% Buchen (ca. 1 m) 50% Segge, Brombeere ca. 2,5 cm Buche 5 m x 0,7 m Ø, beginnende Zersetzung.
Falle 4	Obere Baumschicht: Untere Baumschicht: Moosschicht: Laubstreu:	40% Buche 80% Buche (ca. 2m) 70% ca. 3,5 cm
Falle 5 (Windwurf)	Untere Baumschicht: Krautschicht: Moosschicht: Laubstreu: Strukturen/Totholz:	70% aus Buche, Tanne, Birke (3-4 m) 15% Segge 20% 1 cm Birke 2 m x 0,2 m Ø, kaum vermodert

Buchenwald	Vegetationsschicht	Bedeckungsgrad/Beschreibung
Falle 6	Obere Baumschicht: Untere Baumschicht: Moosschicht: Laubstreu:	50% Buche 40% Buche, Eiche, Tanne (bis 1,5 m) 20% ca. 3 cm
Falle 7	Obere Baumschicht: Untere Baumschicht: Moosschicht: Laubstreu: Strukturen/Totholz:	50% Buche 40% aus Buche, Eiche, Tanne (bis 1,5 m) 10% ca. 3 cm kleinere Äste
Falle 8 (Windwurf)	Untere Baumschicht: Laubstreu:	100% aus Buche, Birke, Tanne, Eberesche (3-5 m) ca. 4,5 cm
Falle 9	Obere Baumschicht: Untere Baumschicht: Krautschicht: Moosschicht: Laubstreu:	40% Buche 60% Buche (bis 1,5 m) 40% Segge 50% ca. 3 cm
Falle 10 (Windwurf)	Untere Baumschicht: Krautschicht: Moosschicht: Laubstreu:	50% aus Buche, Eiche (2,5 m) 60% Brombeere 10% 2 cm
Falle 11	Untere Baumschicht: Krautschicht: Moosschicht: Laubstreu:	60% aus Buche, Eiche, Tanne, Kiefer, Birke (bis 3 m) 70 % aus Segge, Besenheide 30% 1 cm
Falle 12 (Windwurf)	Untere Baumschicht: Krautschicht: Moosschicht: Laubstreu:	60% aus Buche, Eiche, Tanne, Kiefer, Birke (bis 3 m) 70 % Segge, Besenheide 30% 1 cm

4 Material und Methoden

4.1 Die Erfassung der Arthropoden

4.1.1 Die Barberfalle

Zur Erfassung der Arthropoden wurden Bodenfallen nach BARBER (1931) verwendet (Abb. 4.1). STAMMER (1949) führte diese Einlassfalle in die deutschsprachige Literatur ein und lieferte zusammen mit TRETZEL (1955) und HEYDEMANN (1956) eine ausführliche Beschreibung mit ihren Einsatzmöglichkeiten für ökologische und phänologische Untersuchungen. Aufgrund ihrer billigen und einfachen Handhabung wird sie heute bei Untersuchungen zu Artenzusammensetzung, Verbreitungsmuster und Aktivitätsrhythmen der epigäischen Fauna regelmäßig verwendet.

Das Prinzip der Barberfalle beruht auf ebenerdig eingegrabenen Gefäßen, die dem Fang von auf der Erdoberfläche und in der Streuschicht laufenden Tieren dienen. Als Behälter wurden handelsübliche Honiggläser mit einem Öffnungsdurchmesser von 7,3 cm und einer Tiefe von 10 cm eingesetzt. Die leichte Verengung der Glaszylinder an ihrer Öffnung erschwert ein Entkommen bereits gefangener Tiere (MÜHLENBERG 1993).

Um ein Nachrutschen von Substrat bei der Gefäßentnahme zu vermeiden, wurden die Fallen als Einsatzfallen nach DUNGER (1963) konzipiert. Hierbei wurden die Honiggläser in PVC-Rohrstücke (Länge 12 cm, Durchmesser 8,7 cm) versenkt, welche stationär im Boden eingegraben wurden. Die Deckel der Gläser wurden mit einer zentralen Bohrung (6 cm) versehen, so dass fester Halt in der PVC-Fassung und eine Minimierung des Spaltes zwischen Glasrand und Rohrrinnenseite gewährleistet waren. Der Restspalt und der Plastikrand wurden mit Erdmaterial verschlossen bzw. bedeckt. Hierdurch soll eine Barrierenbildung des naturfremden Deckelrandes, der nach ADIS (1976) den Fangerfolg negativ beeinflusst, möglichst gering gehalten werden.

Als Schutz vor Regen und Laubeintrag wurden über den eingelassenen Fangbehältern Plexiglasdächer mit einer Kantenlänge von 15x15 cm angebracht, die mittels zweier in den Boden eingedrehter Nägel in einer Höhe von ca. 8 cm über der Gläseröffnung arretiert wurden. Durch die Verwendung dieses Abdeckungstyps kann im Vergleich zu Metall die Schaffung von vorgetäuschten Schlupfwinkeln weitgehend vermieden werden (MÜHLENBERG 1993). Zudem stellt sich die Handhabung, bedingt durch die im Vergleich zu Glas geringe Bruchgefahr, einfacher dar.

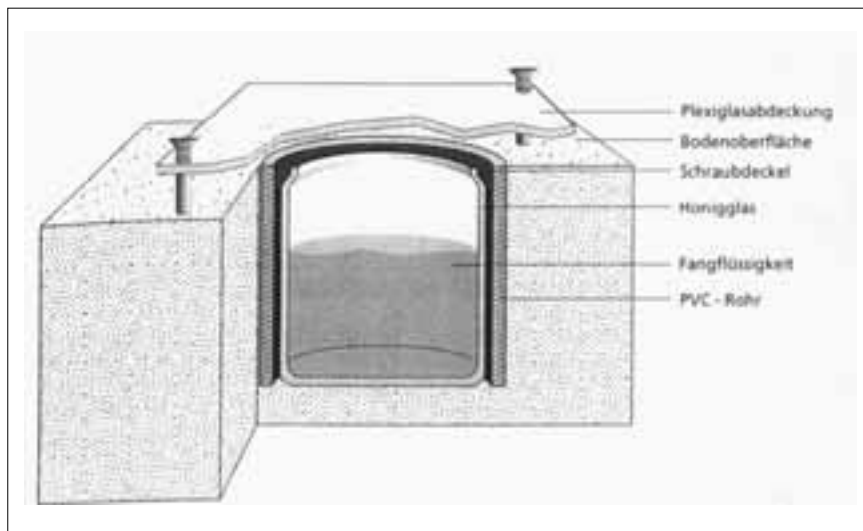


Abb. 4.1: Die Barberfalle

Als automatische Falle ermöglicht die Barberfalle eine kontinuierliche Aufnahme gerade auch der nachtaktiven epigäischen Arthropoden, welche im Wald zahlreich vorkommen (LÖSER 1980, JANS 1983). Zudem wird die Untersuchungsfläche durch das Ausbringen der Fallen nur geringfügig beeinträchtigt und die Methode unterliegt keinem subjektivem Fehler des Sammlers (STAMMER 1949). Positiv kann auch der geringe Zeitaufwand und die kostengünstige Bereitstellung gewertet werden.

Bei der Auswertung muß die Abhängigkeit der Fangzahlen von der art- und geschlechtsspezifischen Aktivität der Arthropoden, sowie von Körpergröße, Jahres- und Tagesdynamik (THIELE 1964, LOHSE 1981) berücksichtigt werden. Ebenfalls spielen Beschaffenheit der Gefäße (LUFF 1968), Dauer der Ausbringung und Anzahl der Fallen eine Rolle. Die Behinderung der Tiere durch die Struktur der Vegetation und der Bodenoberfläche, von HEYDEMANN (1957) als „Raumwiderstand“ definiert, wurde z.B. von GREENSLADE (1964) und NOVAK (1969) untersucht. Sie fanden hierbei artspezifisch sowohl eine Zunahme als auch eine Abnahme der Fangzahlen.

BAEHR (1987) schätzt, dass mit Barberfallen in einem zweijährigen Untersuchungszeitraum ungefähr 80% des Arteninventars eines homogenen Habitats erfasst werden können. Zwischen der mit Bodenfallen nachgewiesenen Artenanzahl und der realen Abundanz stellte THIELE (1977) deutliche Zusammenhänge fest, während BRIGGS (1961) mindestens bei einigen Arten erhebliche Diskrepanzen zwischen Fallenabundanz und tatsächlicher Abundanz feststellte. Eine kritische Diskussion dieser Fangtechnik und die Problematik ihrer ökologischen Interpretation findet sich u.a. bei BRAUNE (1974) und ADIS (1976, 1979).

Als Fangflüssigkeiten wurden seit Einführung der Bodenfalle eine Vielzahl verschiedener Mittel erprobt, u.a. Formalin (HEYDEMANN 1956), Ethylenglykol (STAMMER 1949, TRETZEL 1955), Pikrinsäure (ADIS 1976, 1979), Kaliumdichromat (DUNGER 1963, DE ZORDO 1979), Renner-Lösung (RENNER 1981/82) oder gesättigte NaCl-Lösung (TEICHMANN 1994) und ausführlich diskutiert (HEYDEMANN 1956, LUFF 1968, ADIS & KRAMER 1975, TEICHMANN 1994 u.a.). Wegen der kostengünstigen Herstellung und v.a. der unproblematischen Entsorgung wurde für die Erhebung dieser Arbeit gesättigte Natriumchlorid-Lösung (TEICHMANN 1994) plus Entspannungsmittel als Fangflüssigkeit gewählt. Die Lösung wird durch Zugabe von 300 Gramm NaCl auf 1 Liter Wasser erzeugt. Eine erhöhte Zugabe von Kochsalz ist möglich, allerdings sollten Kristallränder an der Oberfläche, welche die Fängigkeit herabsetzen, vermieden werden (TEICHMANN 1994).

Obwohl die Barberfallentechnik heute als Standardmethode für freilandökologische Untersuchungen angesehen werden kann und ungeachtet ihres häufigen Einsatzes in der faunistischen Forschung hat sich bis heute keine ganz einheitliche Technik durchsetzen können. Unterschiedliche Gefäßtypen und Konservierungsflüssigkeiten bieten eine Vielzahl, auch in der Praxis verwendeter Varianten (RIECKEN 1997). Diese Kombinationsbreite schränkt zwar die Vergleichsmöglichkeiten ökologischer Fragestellungen und die Plastizität naturschutzfachlicher Bewertungsverfahren ein, aufgrund der methodischen Ähnlichkeit verschiedener Barberfallen können aber dennoch wichtige Informationen und Hinweise aus Vergleichen gezogen werden.

4.1.2 Fallenzahl

Die Anzahl der Fallen und der Zeitraum ihrer Ausbringung für eine möglichst genaue Erfassung des Artenspektrums wird in der Literatur nach wie vor sehr kontrovers diskutiert. THIELE (1977) beschreibt sechs Barberfallen in einem Habitat als ausreichend, um die Dominanzstrukturen fast aller Carabidenarten zu erfassen, wogegen MÜLLER (1984) 20-30 Fallen als Minimum für eine Untersuchung ansetzt. MÜHLENBERG (1993) nennt als Minimum drei Fallen und als Standard fünf Fallen pro Probefläche bei der Erfassung des Artenspektrums. RIECKEN (2000) setzte bei seinen Untersuchungen zur Habitatsbindung epigäischer Spinnen vier Fallen pro Probefläche in allerdings z.T. sehr kleinräumigen Biotopen ein. Schon mit zwei Fallen konnte er hierbei durchschnittlich 90,6% der mit vier Fallen festgestellten Arten erfassen. Bei sehr seltenen Arten ist allerdings auch bei hohen Fallenzahlen mit einer weiteren Zunahme zu rechnen (STEIN 1965). Andere Empfehlungen verschiedener Autoren über den Umfang einer Studie, die zum einen verwertbare ökologische Daten und zum anderen aufgrund finanzieller,

zeitlicher und naturschutzbedingter Restriktionen am Mindestaufwand orientiert sein sollte, beziehen sich in erster Linie auf planungsrelevante Fragestellungen (HÄNGGI 1989, DUELLI et al. 1990, FINCK et al. 1992, RECK 1992, RIECKEN 1992, TRAUTNER 1992, VUBD 1994, LÖBF 1996 u.a.).

Unter Berücksichtigung der Beschaffenheit der Probeflächen und eigener Untersuchungen (STEINWEGER 1998) erschien eine Zahl von 12 Barberfallen als vertretbar und ausreichend, um das Arteninventar der Carabidae und Lycosidae in den jeweiligen Untersuchungsarealen zu erfassen. Im Fichten-Buchenwald und im Buchenwald wurden jeweils vier Fallen der eingesetzten Fangbehälter im Teilbereich des Windwurfwaldes und jeweils acht auf der restlichen Waldfläche eingesetzt.

Um die Fängigkeit der Fallen untereinander nicht zu beeinträchtigen sollte, laut LÖBF (1996), ein Mindestabstand von fünf Metern eingehalten werden. Um eine Falle statistisch auch als Einzelprobe betrachten zu können, ist ein Abstand größer als sechs Meter zu wählen (MÜHLENBERG 1993). Da neben einer gepoolten Betrachtung der verschiedenen Untersuchungsflächen auch die Einzelfallen berücksichtigt werden sollen, wurde ein entsprechender Abstand gewählt. Auf eine lineare Ausbringung wurde weitestgehend verzichtet, die Anordnung wurde vielmehr an die lokalen Strukturen der jeweiligen Flächen angepasst.

Alle Probeflächen wurden über zwei Vegetationsperioden von Ende April bis Anfang Oktober in den Jahren 2000 und 2001 untersucht. Die Leerungen erfolgten in Intervallen von drei Wochen. Ausfälle oder zumindest Fangbeeinträchtigungen traten in erster Linie durch Regenfall, Laubeintrag und einmal durch Ausgraben von Wildschweinen auf (Tab. 4.2).

Tab. 4.2: Untersuchungszeiträume mit maximal möglichen Probenzahlen (P_{\max}) und tatsächlichen Probenzahlen

Nr.	Fläche	20.04. – 10.10. 2000	20.04. – 10.10. 2001	Probenzahl von $P_{\max}=216$
A	Suk	$P_{\max} = 108$	$P_{\max} = 108$	210
B	Fi	$P_{\max} = 108$	$P_{\max} = 108$	212
C	FiBu	$P_{\max} = 108$	$P_{\max} = 108$	208
D	Bu	$P_{\max} = 108$	$P_{\max} = 108$	206

4.2 Determination

Zur Bestimmung der erfassten Carabidenarten wurde die Arbeit von FREUDE et al. (1976) verwendet. *Pterostichus nigrita* wurde erst durch KOCH (1984, 1985) von *Pterostichus rhaeticus* unterschieden. Beide Arten können bei den Männchen durch Genitaluntersuchungen determiniert werden, wobei das Vorkommen der eurypten Art *Pterostichus nigrita* im Bergischen Land auch wahrscheinlicher ist, als das von *Pterostichus rhaeticus* mit einer engen Habitatpräferenz für Moore und Sümpfe (TRAUTNER 1988, JANSSEN 1998). Die Taxonomie der nachgewiesenen Laufkäferarten folgt TRAUTNER et al. (1997).

Die Bestimmung der Wolfspinnen erfolgt neben der typischen Augenstellung dieser Spinnenfamilie vor allem über die äußeren sklerotisierten Geschlechtsorgane der Männchen und Weibchen. Als Bestimmungsliteratur bei den Lycosidae dienten LOCKET & MILLIDGE (1953), HEIMER & NENTWIG (1991) und ROBERTS (1995). Auf eine Unterscheidung der Arten der *Pardosa lugubris* Gruppe wurde verzichtet, sie werden unter dem Artnamen *Pardosa lugubris* geführt (JÄGER & KREUELS 1995, TÖPFER-HOFMANN et al. 2000). Die Nomenklatur richtet sich nach PLATEN et al. (1996).

4.3 Synökologische Kenngrößen

4.3.1 Dominanz und Dominanzstruktur

Die Dominanz gibt den relativen Anteil der Individuen der einzelnen Arten in Prozent am Gesamtindividuenbestand an. Sie wird somit als Ordnungselement der Arten-Individuenbeziehung verstanden und ist das Maß für die relative Häufigkeit der Arten innerhalb vergleichbarer Populationen (STÖCKER 1977). Wie bei allen ökologischen Indizes gelangen hier nur Abundanzdaten der aktiven Arthropoden in die Auswertung, daher muss auch von Aktivitätsabundanz gesprochen werden. Durch die Fangselektivität der Bodenfallen kann es zu einem, im Vergleich zur tatsächlichen Biozönose, veränderten Bild der Lebensgemeinschaft kommen.

Die Berechnung erfolgt nach:

$$\text{Dominanz} = \frac{\text{Individuenzahl der Art } i}{\text{Gesamtindividuenzahl der Arten}} \times 100 (\%)$$

Für die Klassifizierung der Dominanz in verschiedene Klassen wurde in der vorliegenden Arbeit die logarithmische Einteilung nach ENGELMANN (1978) gewählt, da die Häufigkeiten von Tierarten meist einer Exponentialfunktion folgen.

Hauptarten

(eu)	eudominante Arten	-	> 32%
(d)	dominante Arten	-	= 10 – 31,9%
(sd)	subdominante Arten	-	= 3,2 – 9,9%

Begleitarten

(r)	rezedente Arten	-	= 1 – 3,1%
(sr)	subrezedente Arten	-	= 0,32 – 0,9%
(s)	sporadisch	-	< 0,32%

Die Dominanzwerte der einzelnen Arthropodentaxa können in einer Aufeinanderfolge von den häufigsten bis zu den seltenen Arten graphisch in Form von Kurven oder Histogrammen aufgetragen werden. Auf diese Weise erhält man die Dominanzstruktur einer Biozönose. Dominanzstrukturkurven kennzeichnen das Beziehungsgefüge zwischen Artenzahl und Individuenbestand (KLOFT & GRUSCHWITZ 1988).

4.3.2 Diversität und Evenness

In der synökologischen Forschung wird die Diversität vielfach als Konzept zur Beurteilung der Vielfalt innerhalb eines Ökosystems verstanden und angewendet (MUHLE 1979). Sie ermöglicht es, die Gesamtzahl der Arten mit der Gesamtzahl der Individuen und der Zahl der Individuen je Art in einen funktionellen Zusammenhang zu setzen. Die heute gebräuchlichste Formel zur Darstellung der Artendiversität wurde von SHANNON & WEAVER (1949) aufgestellt.

Die Berechnung erfolgt nach:

$$H_S = - \sum_{i=1}^s p_i \ln p_i$$

$$p_i = \frac{n_i}{n}$$

H_s = Artendiversität nach Shannon-Weaver

p_i = relative Häufigkeit der Art i

n_i = Anzahl der Individuen der i -ten Art

n = Anzahl der Arten aller Arten

s = Gesamtartenzahl

\ln = Logarithmus naturalis

Um zu ermitteln welchen Anteil die Gleichverteilung der Arten an dem Diversitätswert hat, sollte zur Diversität die Evenness (PILOU 1969) angegeben werden. Die Evenness, von BEZZEL & REICHOLF (1974) als „Ausbildungsgrad der Diversität bezeichnet“, berechnet den Anteil des Diversitätswertes am maximal möglichen Wert H_{\max} . Sie kann Größen zwischen 0 und 1 annehmen. Den Maximalwert von 1 erreicht sie, wenn eine komplette Gleichverteilung der Individuen auf die Arten vorliegt.

Die Berechnung erfolgt nach:

$$J_s = \frac{H_s}{\ln n} = \frac{H_s}{H_{\max}}$$

J_s = Evenness (Äquität)

H_s = Diversität

n = Gesamtzahl der Arten

H_{\max} = maximal möglicher Diversitätswert (= $\ln n$)

4.3.3 Artenidentität

Diese Kenngröße ermöglicht den Vergleich der Artenspektren zweier Tierbestände untereinander. Sie gibt das prozentuale Verhältnis der gemeinsamen Arten zum Gesamtartenbestand zweier verglichener Bestände wieder (TIETZE 1973a). Eine vollkommene Übereinstimmung der Artenspektren zweier Standorte entspricht demnach einer Artenidentität von 100%. Berücksichtigt wird nur der qualitative Aspekt der Erhebung, welches zu einer Überbewertung rezedenter Arten führt.

Aus der Vielzahl verschiedener Formeln haben sich der Gemeinschaftskoeffizient nach Jaccard und der Ähnlichkeitsquotient nach Sørensen als besonders vorteilhaft für die Beschreibung von Carabidensynusien herausgestellt (MÜLLER 1978).

Die Berechnung des Sørensen-Index erfolgt nach:

$$Q_s = \frac{2b \times 100}{c + d} \quad (\%)$$

Q_s = Sørensen-Index

b = Zahl der beiden Beständen gemeinsamen Arten

c = Zahl der Arten von Untersuchungsfläche 1

d = Zahl der Arten von Untersuchungsfläche 2

Die Berechnung des Jaccard-Index erfolgt nach:

$$JA = \frac{100 \times b}{(c + d - b)} \quad (\%)$$

JA = Jaccard-Index

b = Zahl der beiden Beständen gemeinsamen Arten

c = Zahl der Arten von Untersuchungsfläche 1

d = Zahl der Arten von Untersuchungsfläche 2

4.3.4 Dominanzidentität

Die Dominanzidentität spiegelt den Grad der Übereinstimmung zweier Artgemeinschaften hinsichtlich ihrer qualitativen und quantitativen Zusammensetzung wieder. Verwendet wird die Berechnung nach RENKONEN (1938), die dominante Arten stark berücksichtigt und somit Auskunft über die Ähnlichkeit in der Dominanzstruktur zweier Standorte gibt. Zur Ermittlung werden die jeweils kleineren Werte der relativen Häufigkeiten von gemeinsamen Arten aufaddiert.

Die Berechnung des Renkonen-Index erfolgt nach:

$$RE = d_1 + d_2 + d_3 + \dots + d_n \quad (\%)$$

$d_1, d_2, d_3, \dots, d_n$ = die kleineren Dominanzwerte der den beiden Standorten gemeinsamen Arten

4.3.5 Ähnlichkeitsindex nach Wainstein

Der Ähnlichkeitsindex nach WAINSTEIN (1967) kombiniert die Artenidentität nach Jaccard und die Dominanzidentität nach Renkonen. Bei seiner Berechnung fließen somit die gemeinsamen Arten und ihre relativen Häufigkeiten mit ein. Hierdurch wird die Selektivität der einzelnen Indizes egalisiert. Der Index nimmt Werte zwischen 0 und 100 an, höhere Werte belegen eine größere Ähnlichkeit (MÜHLENBERG 1993).

Die Berechnung erfolgt nach:

$$K_w = \frac{A(J) \times D(R)}{100}$$

K_w = Wainstein-Index

$A(J)$ = Jaccard-Index

$D(R)$ = Renkonen-Index

4.4 Statistische Verfahren

Rarefaction

Die Rarefaction-Methode (HURLBERT 1971, ACHTZIGER et al. 1992) dient zur Bewertung von Artenzahl-Erwartungswerten bei unterschiedlichem Erfassungsaufwand. Quantitative, ökologische Untersuchungen liefern Informationen über die Individuendichte einzelner Arten und damit Daten zur Arten-Abundanz-Verteilung. Diese Aufnahmeart wird von ACHTZIGER et al. (1992) als „kontinuierliche Probennahme“ bezeichnet. Mit Hilfe der Formel nach HURLBERT (1971) werden die Artenzahlen auf eine einheitliche Individuenzahl herunterverdünnt (rarefaction = Verdünnung). Bei der Ermittlung der

Artenzahl-Erwartungswerte wird neben den Individuenzahlen auch der Inventuraufwand berücksichtigt (ACHTZIGER et al. 1992, DUELLI et al. 1999, DUELLI & OBRIST 1999).

Kontinuierliche Probennahme nach HURLBERT:

$$S(n) = \sum_{i=1}^s \left(1 - \frac{\binom{N - N_i}{n}}{\binom{N}{n}} \right)$$

Ausgehend von der Arten-Abundanz-Verteilung werden den Individuenzahlen Erwartungswerte für die Anzahl der Arten zugeordnet. Einzelne Erwartungswerte stellen zugleich Diversitätsindizes zur Messung der α -Diversität dar. Die Ausgeglichenheit der Dominanzstruktur, also eine hohe Evenness drückt sich in einer stark gekrümmten Kurve, geringe Evenness in einer schwach gekrümmten Kurve aus.

T-Test für gepaarte Stichproben

Bei diesem Test werden die Mittelwerte aus gepaarten Stichproben verglichen. Die Mittelwertunterschiede zweier Stichprobengruppen werden hier auf Signifikanz getestet. Der T-Test für gepaarte Stichproben kann auch bei geringfügiger Abweichung von der Normalverteilung eingesetzt werden.

Für den Test gelten die folgenden Signifikanzniveaus:

nicht signifikant (n.s.)	$p > 0,05$
signifikant mit	$p \leq 0,05$
signifikant mit	$p \leq 0,01$
hochsignifikant mit	$p \leq 0,001$

Korrelationen

Zusammenhänge von Arten oder Tiergruppen mit speziellen Umweltgegebenheiten wurden mit dem Rangkorrelationskoeffizienten nach Spearman ermittelt. Er gibt an, ob ein linearer Zusammenhang zwischen zwei Eigenschaften existiert. Eine Normalverteilung der Daten muss nicht vorausgesetzt werden. Die Korrelationswerte liegen zwischen -1 und $+1$, bei 0 sind die beiden Merkmale nicht korreliert (MÜHLENBERG 1993) (Tab. 4.3).

Tab. 4.3: Interpretation des Korrelationskoeffizienten r (BÜHL & ZÖFEL 1995)

r	Interpretation
0 – 0,2	sehr geringe Korrelation
0,2 – 0,5	geringe Korrelation
0,5 – 0,7	mittlere Korrelation
0,7 – 0,9	hohe Korrelation
0,9 – 1,0	sehr hohe Korrelation

4.5 Autökologische Kenngrößen der Carabidae

4.5.1 Biotoppräferenz

Neben den quantitativen Indizes, die für Aussagen über Unterschiede der einzelnen Zoozönosen herangezogen werden, sind die ökologischen Anspruchsprofile der Arten für eine Bilanzierung der Populationen von besonderer Bedeutung. Die Habitatwahl der Laufkäfer wird in erster Linie durch die Faktoren Temperatur, Feuchtigkeit und Licht bestimmt (THIELE 1964, 1977; PAARMANN 1966; NEUDECKER 1974), aber auch der pH-Wert des Bodens (PAJE & MOSSAKOWSKI 1985) oder Konkurrenzphänomene (MÜLLER 1985, 1986; SOWIG 1986) sind als Einflussgrößen nachgewiesen. Der Kenntnisstand über die autökologischen Ansprüche der Arten kann aufgrund einer Vielzahl von faunistisch-ökologischen Studien (LINDROTH 1945, 1949, HEYDEMANN 1964, LAUTERBACH 1964, THIELE 1964, 1977, GRUSCHWITZ 1982, DEN BOER et al. 1986, BAEHR 1987, PLATEN 1989, BARNDT et al. 1991, RATHS & RIEKEN 1999 u.a.) als relativ gut eingestuft werden.

Mit Hilfe des ökologischen Wissens, welches die Grundlage für die vorgenommenen Artklassifizierungen bildet, kann zwar eine Reihe von Arten zur Charakterisierung von Biotopen herangezogen werden (THIELE & KAULE 1962), allerdings müssen bestimmte Einschränkungen bei solchen Beurteilungen bedacht werden. Manche im Labor ermittelten Werte über Temperatur-, Licht- und Feuchtigkeitspräferenzen stimmen nicht mit dem Vorkommen einer Art im Biotop überein. Die Komplexität der abiotischen Einflüsse, Nahrungserwerb und Konkurrenzphänomene lassen eine genaue Einstufung aus reinen Laborergebnissen nicht zu. Zum Beispiel wies THIELE (1967) für *Platynus assimilis* ein relativ xerophiles Verhalten nach, während der Carabide unter natürlichen Bedingungen bevorzugt Auwälder besiedelt, also stärker hygrophil reagiert (BAEHR 1987).

Viele Arten zeigen im überregionalen Bereich unterschiedliche Habitatpräferenzen. Aus diesem Grund können lokal gewonnene ökologische Erkenntnisse nicht ohne weiteres generalisiert werden. So besitzt *Pterostichus oblongopunctatus* in Norddeutschland

Präferenzen für trockene Nadelwälder (PAARMANN 1966), in Süddeutschland besiedelt er dagegen ziemlich feuchte Nadel- und Laubmischwälder (BAEHR 1980). Selbst regional können Veränderungen im Habitatverhalten einer Art auftreten, instabil ist es etwa bei *Carabus coriaceus*, *Carabus violaceus*, *Carabus nemoralis* und *Carabus convexus* (BLUMENTHAL 1981).

Speziell aus dem Raum Altenkirchen liegen nur wenige Untersuchungen über Carabiden vor. Das Untersuchungsgebiet als Nordabdachung des Westerwaldes wird aber zum Mittelsieg-Bergland und damit zum Bergischen Land gerechnet. Für die Klassifizierung der Laufkäfer wurde neben oben angeführten Arbeiten v.a. auf Untersuchungen von THIELE (1964, 1967, 1968, 1973) im Bergischen Land und auf Erhebungen im regionalen Umfeld zurückgegriffen (KNIE 1975, GRUSCHWITZ 1982, HUGENSCHÜTT 1996, RATHS & RIEKEN 1999 u.a.). Für eine ökologische Typisierung der Laufkäfer wurde das relativ detaillierte System von BARNDT et al. (1991) (etwas verändert) verwendet.

Arten offener, unbewaldeter Lebensräume:

- h** hygrobiont/-phil (u.a. Naßwiesen)
- (h)** überwiegend hygrophil (auch trocknere Areale: Frischwiesen, Weiden)
- eu** euryöker Freiflächenbewohner (in allen unbewaldeten Lebensräumen)
- (x)** überwiegend xerophil (auch in feuchteren Lebensräumen)

Arten bewaldeter Lebensräume:

- w** euryöke Waldart (in Wäldern gleich welchen Feuchtigkeitsgrades)
- hw** in Feucht- und Naßwäldern (u.a. Erlen-, Birkenbruchgesellschaften)
- (h)w** in mittelfeuchten Laubwäldern (u.a. Buchen-, Eichen-Hainbuchenwälder)
- (x)w** in bodensauren Mischwäldern (u.a. Kiefern-Eichenwälder, Kiefernwälder)

Arten offener und bewaldeter Lebensräume:

- (w)** je nach Schwerpunktverkommen: überwiegend in Wäldern oder Freiflächen
- h(w)** überwiegend in Feucht- und Naßwäldern oder feuchten Freiflächen
- (h)(w)** überwiegend in mittelfeuchten Mischwäldern oder feuchten Freiflächen
- (x)(w)** überwiegend in bodensauren Mischwäldern oder trockeneren Freiflächen

Aus Gründen der Übersichtlichkeit wird bei der Auswertung und graphischen Darstellung verstärkt auf eine Einteilung in fünf Typen zurückgegriffen, wie es auch von THIELE (1964) vorgenommen wird. Allerdings werden hier neben den stenöken und euryöken Waldarten

noch Freilandarten, Ubiquisten und Arten unterschieden, die nicht in diese vier Biotopbindungen eingepasst werden können.

sWA	stenöke Waldarten, sie präferieren zumeist natürliche bis naturnahe Waldgebiete mit kühl-feuchtem Klima und sind zumeist nachtaktiv [hw, (h)w, (x)w]
eWA	euryöke Waldarten, sie bewohnen sehr verschiedene Waldtypen und dringen auch in Randbereiche und buschige Gebiete vor [w]
OA	Offenlandarten, sie bevorzugen offene, unbewaldete Gebiete [h, (h),eu, (x)]
U	Ubiquisten, Arten ohne erkennbare Schwerpunktverhalten
A	Andere, bei diesen Arten wird die Verbreitung durch andere artspezifische Faktorenkomplexe bestimmt; zum Teil können sie hinsichtlich ihrer Habitatansprüche als sehr spezialisiert gelten

4.5.2 Jahresdynamik

Verschiedene Carabidenarten werden bei ökologischen Erhebungen im Verlauf eines Jahres in unterschiedlicher Zahl erfasst. Dies geschieht in Abhängigkeit ihrer jahreszeitlichen Larval- und Imaginalstadienverteilung. Schon LARSSON (1939) erkannte diesen Umstand und beschrieb zwei Fortpflanzungstypen bei Carabiden. In Anlehnung an seine Arbeit, zusammen mit ergänzenden Untersuchungen von LINDROTH (1949) und THIELE (1962, 1971), können so folgende Entwicklungstypen formuliert werden:

Frühjahrsbrüter (FB)

Bei den Frühjahrsfortpflanzern fällt das Aktivitätsmaximum mit Paarung und Eiablage im Frühjahr bis Frühsommer zusammen. Nach der Larvalentwicklung im Sommer schlüpfen die Jungtiere im Spätsommer bis Herbst. Überwintert die neue Käfergeneration in ihrer Puppenwiege, wird von Frühjahrsfortpflanzern ohne Herbstbestand gesprochen.

Frühjahrsbrüter mit Herbstbestand (FB+)

Hier liegt das Aktivitätsmaximum ebenfalls im Frühjahr bis Sommer. Allerdings entwickeln sich die Larven schnell, so dass die neue Generation als Imago schon im Herbst aktiv ist. Dies führt zu einer zweiten Phase im Jahr mit erhöhter Aktivität.

Herbstbrüter (HB)

Die Larven der Herbstfortpflanzer schlüpfen im Herbst und überwintern meist im zweiten oder dritten Larvenstadium. Auf eine lange Larvalentwicklung folgt im Sommer bis Herbst die Aktivitätszeit mit der Fortpflanzung.

Instabiles Fortpflanzungsverhalten (i)

Laufkäfer mit variierenden Fortpflanzungszeiten, bei denen Larven und Imagines überwintern können, werden als Arten mit instabilen Fortpflanzungsverhalten bezeichnet.

4.5.3 Flugdynamik

Das Ausbreitungsvermögen der Carabiden spielt vor allem bei wechselnden äußeren Einflüssen für das Überleben der Art eine wichtige Rolle (DEN BOER 1968, 1971, 1991; RODE & DÜLGE 1994). Migrationsverhalten, Wanderungsstrategien, -bewegungen und -strecken sind schon häufiger untersucht worden (TIETZE 1963a, 1963b, THIELE 1971, DEN BOER 1971, 1979, 1985, 1987, 1991, TIMMERMANN 1991, RIECKEN & RIES 1992, RIECKEN 2000).

Die Ausbildung der Alae, des zweiten, häutigen Flügelpaares der Laufkäfer, gibt Hinweise auf die potentielle Flugfähigkeit der Carabiden. Grundsätzlich können drei flugdynamische Gruppen unterschieden werden, wobei es durch Bildung von Zwischenstufen innerhalb der beiden Extremformen zu Polymorphismen kommen kann. Bei den macropteren Arten kann allerdings z.T. die Flugmuskulatur so weit zurückgebildet sein, dass ein Fliegen auch bei voll entwickelten Flügeln nicht mehr möglich ist (PAUER 1975).

Brachyptere Arten (bpt)

Die Individuen sind nicht flugfähig und besitzen zum Teil nur rudimentäre Alae.

Macroptere Arten (mpt)

Diese Arten sind flugfähig mit voll entwickelten Alae.

Flügeldimorphe Arten (dim)

Bei diesen Spezies können flugfähige und flugunfähige Individuen auftreten.

4.5.4 Körpergröße

Ein weiteres Kriterium zur Beurteilung gerade gehölzgeprägter Lebensräume stellt die Auswertung der Carabidenfauna hinsichtlich der Körpergrößen dar. Jede Carabidenart des Untersuchungsgebietes wurde, entsprechend ihrer Körpergröße (GK), einer von sechs Größenklassen (GK) zugeordnet (Tab. 4.4), deren Einteilung erfolgt nach HEYDEMANN (1964):

Tab. 4.4: Einteilung der Größenklassen (GK)

GK	Körpergröße
1	0 – 3 mm
2	3,1 – 6 mm
3	6,1 – 10 mm
4	10,1 – 19 mm
5	19,1 – 30 mm
6	> 30 mm

4.6 Autökologische Kenngrößen der Lycosidae

4.6.1 Biotoppräferenzen

Neben den Laufkäfern werden bei Untersuchungen über Bodenarthropoden häufig die Spinnen miteinbezogen. Die Lycosiden gehören genau wie die Carabiden zu den epigäischen Raubarthropoden. Der Beuteerwerb erfolgt überwiegend aktiv jagend oder als Lauerer im Bereich der Wohnröhre. Nur die Gattung *Aulonia*, in Mitteleuropa *Aulonia albimana*, baut flache Bodennetze. Die Habitatansprüche der Wolfspinnen werden neben der Raumstruktur v.a. von abiotischen Faktoren wie Licht und Feuchtigkeit beeinflusst (u.a. TRETZEL 1952, HEYDEMANN 1960, RABELER 1962, BRAUN & RABELER 1969, SCHAEFER 1976, MARTIN 1991). Konkurrenzphänomene sollen nach WISE (1993) dagegen eine geringere Rolle spielen. Von PLATEN (1991) werden sie als Zeigerarten für den ökologischen Zustand von Biotoptypen verwendet.

Eine Vielzahl von Studien hat sich in Form von autökologisch oder naturschutzfachlich geprägten Untersuchungen mit den ökologischen Ansprüchen von Spinnen im allg. und auch von Wolfspinnen im Speziellen beschäftigt (u.a. TRETZEL 1952, HEYDEMANN 1953, 1960, BRAUN & RABELER 1969, BRAUN 1976, HAMMER 1984, MADER 1985, IRMLER & HEYDEMANN 1988, MARTIN 1991, RIECKEN 1991, 2000, REINKE & IRMLER 1994, HÄNGGI et al. 1995, PLATEN 1989, 1996, MELZER-GEISLER 2003). Dies ermöglicht bei vielen Arten eine autökologische Klassifizierung, die zur Lebensraumbeurteilung herangezogen

werden kann. Allerdings muss auch hier, wie bei den Laufkäfern, berücksichtigt werden, dass die Habitatbindung von Arten regional sehr spezifisch sein kann und die Methodik ihrer Einordnung von Autor zu Autor zum Teil sehr unterschiedlich ist. Für eine Klassifizierung der Wolfspinnen wurde deshalb hier in erster Linie auf Untersuchungen in Westdeutschland zurückgegriffen.

Für die hier verwendeten Klassifizierungen wurde das System von PLATEN (1991) (etwas verändert) verwendet. Zusätzlich erfolgt ebenfalls eine Charakterisierung der Arten nach dem in Kap. 4.3.1 dargestellten System.

Arten offener, unbewaldeter Lebensräume:

h	hygrobiont/-phil
(h)	überwiegend hygrophil (auch in Frischwiesen, Weiden)
eu	euryöker Freiflächenbewohner
eu, th	euryöker Freiflächenbewohner, thermophil
x	xerobiont/-phil
(x)	überwiegend xerophil

Arten bewaldeter Lebensräume:

w	euryöke Waldart
(w)	überwiegend in Wäldern
hw	in Feucht und Naßwäldern
(h)w	in mittelfeuchten Laubwäldern
(x)w	in bodensauren Mischwäldern

Arten offener und bewaldeter Lebensräume:

h(w)	überwiegend in Feucht- und Naßwäldern
(h)(w)	überwiegend in bodensauren Mischwäldern oder trockenen Freiflächen

4.6.2 Körpergröße

Ähnlich wie bei den Laufkäfern kann auch für Bodenspinnen ein Zusammenhang zwischen der Körpergröße und den Lebensraumbedingungen formuliert werden. Biotopstrukturen mit einer natürlicherweise oder anthropogen bedingten hohen Dynamik weisen verstärkt geringere Körpergrößenklassen auf. So fand SCHAEFER (1973) an gestörten Standorten eher kleine Spinnen, auch HEYDEMANN & MEYER (1983) und

RIECKEN (2000) konnten deutliche Korrelationen zwischen Nutzungsintensitäten und Größenklassenverteilung feststellen.

Um eine Vergleichbarkeit der Größenangaben der Spinnen mit denen der Laufkäfer zu gewährleisten, wurde ebenfalls auf die Einteilung der Spinnenarten in Größenklassen nach HEYDEMANN (1964) zurückgegriffen (vgl. Tab. 4.4)

Der ausgeprägte Geschlechtsdimorphismus kann bei einigen Spinnenarten zu unterschiedlichen Einteilungen in die Größenklassen bei Weibchen und Männchen führen. Bei den in dieser Arbeit festgestellten Lycosidenspezies differieren die Größen der Geschlechter ebenfalls, bewegen sich aber zumeist im Rahmen einer Größenklasse. Ausnahme ist hier die Wolfspinne *Pardosa amentata* deren Weibchen eine Größenklasse höher eingestuft werden als die Männchen. In der Untersuchung handelte es bei den gefangenen Individuen ausschließlich um Weibchen. Entsprechend werden bei der Auswertung alle Individuen gepoolt betrachtet. Die Werte für die Körpergrößen wurden HEIMER & NENTWIG (1991) entnommen.

4.6.3 Phänologie

Die Klassifizierung der gefangenen Arten nach Aktivitätstypen folgt der Gliederung nach PLATEN et al. (1991):

Eurychrone Arten (Arten mit einer Aktivitätszeit von mehr als drei Monaten)

- I Zu allen Jahreszeiten treten reife und juvenile Tiere auf, die Aktivität zeigt keinen jahreszeitlichen Schwerpunkt.
- II Reife Tiere treten zwischen Frühling und Spätherbst auf, wobei das Aktivitätsmaximum während der warmen Jahreszeit (Mai – September) liegt.
- III Reife Tiere können vom Spätherbst bis zum Frühling angetroffen werden, das Aktivitätsmaximum liegt zwischen Oktober und April.

Diplochrone Arten (Arten mit zwei Aktivitätsmaxima pro Jahr)

- IV Arten mit einem Aktivitätsmaximum im Frühjahr und einem im Herbst
- V Arten mit einem Aktivitätsmaximum im Sommer und einem im Winter

Stenochrome Arten (Arten mit einer engeren phänologischen Einnischung, die Aktivitätszeit der Männchen beträgt weniger als drei Monate)

- VI Die Männchen sind stenochron, die Weibchen eurychron.
- VIIa Hauptaktivitätszeit im Frühling (Mitte März bis Mitte Juni)
- VII Hauptaktivitätszeit im Sommer (Mitte Juni bis Mitte September)
- VIIb Aktivitätsmaximum im Herbst (Mitte September bis Mitte November)
- VIII Winteraktive Arten (Mitte November bis Mitte März)

4.6.4 Mikrohabitat

Als Ergänzung zum ökologischen Typ werden hier noch Angaben zu den Mikrohabitaten der verschiedenen Arten gemacht. Diese Einteilungen beziehen sich nicht auf die großräumigen Präferenzen, sondern beschreiben die unmittelbaren Aufenthaltsräume der Arten (Verstecke, Netzanknüpfungspositionen u.a.) also Bereiche von einigen mm² bis cm² (MARTIN 1991). Sie verfeinern die Daten zum Lebensraum, indem gerade für die epigäisch lebenden Spinnen detailliertere Strukturmerkmale beschrieben werden. Die Einteilung der Mikrohabitats und deren Bestimmung für die jeweiligen Lycosidenarten folgt MARTIN (1991), PLATEN et al. (1999) und KREUELS & PLATEN (2002).

Mikrohabitate

- H1 unbewachsene Feld- und Sandflächen
- H2 Spaltenbewohner, unter Steinen, in Ritzen, an Rinde, ect.
- H3 in Laubstreu
- H4 in Nadelstreu
- H5 in Grasstreu
- H6 im Moos
- H7 auf Gräsern (in der Krautschicht)
- H8 am Stamm
- H9 in Laubbaumkronen
- H10 in Nadelbaumkronen

4.6.5 Pflanzenformation

Die Pflanzenformation, in der sich die Spinnenarten schwerpunktmässig aufhalten, gibt qualitative Informationen über die Standorte. Sie ergänzen die Einstufungen der ökologischen Typen. Das Schwerpunkt-vorkommen lässt zudem eine Angabe über den Anteil an biotoptypischen Arten bei der Bewertung eines Untersuchungsgebietes zu (KREUELS & PLATEN 2002). Die Pflanzenformationen werden nach PLATEN et al. (1999) klassifiziert.

- 1 vegetationsarme und –freie Ufer von Flüssen und Seen
- 2 oligotrophe und mesotrophe Moore incl. Verlandungszonen und Kleingewässer
- 3 eutrophe Moore inkl. deren Verlandungszonen und Kleingewässer
- 4 extensiv oder nicht bewirtschaftet Feucht- und Naßwiesen
- 5 intensiv bewirtschaftete Frischwiesen und –weiden
- 6 Feucht- und Naßwälder inkl. Weichholz- und Hartholzauen
- 7 mittelfeuchte Edellaubwälder
- 8 mäßig trockene bis trockene Laub- und Nadelwälder
- 9 Waldränder und Ökotone
- 9a nasse Waldränder
- 9b feuchte Waldränder
- 9c trockene Waldränder
- 10 Calluna-Heiden
- 11 Vegetationsfreie Felsen, Sand- und Kiesflächen
- 12 Sandtrocken- und Halbtrockenrasen
- 13 Kalk- und Mergeltrocken- und Halbtrockenrasen
- 14 Ruderalfluren inkl. Ackerbrachen
- 15 Äcker
- 16 synanthrope Standorte im weiteren Sinne
- 17 Höhlen
- 18 Alpine Rasen und Matten, Felssteppen
- ? Schwerpunkt-vorkommen unbekannt

5 Ergebnisse und Teildiskussion

5.1 Laufkäfer

5.1.1 Artenverteilung und Aktivitätsdichte

In den Perioden Ende April bis Anfang Oktober der Jahre 2000 und 2001 konnten mit den Bodenfallen nach BARBER (1931) insgesamt 28 Laufkäferarten im Gesamtgebiet nachgewiesen werden. Die 28 Carabiden wurden mit insgesamt 3066 Individuen erfasst. Die Verteilung der Arten und Individuen auf die vier Untersuchungsflächen Sukzessionswald (Suk), Fichtenwald (Fi), Fichten-Buchenwald (FiBu) und Buchenwald (Bu) zeigt Tab. 5.1, wobei sich die hier dargestellten Ergebnisse bei jeder Fläche auf die zwei aufeinanderfolgenden Vegetationsperioden beziehen. Die Taxonomie der unten aufgeführten Arten folgt TRAUTNER et al. (1997).

Tab. 5.1: Übersicht über die Laufkäferarten und ihre Aktivitätsdichte auf den verschiedenen Probeflächen

	Arten	Aktivitätsdichte				
		Suk	Fi	FiBu	Bu	Σ
1	Abax ovalis (DUFTSCHMID) 1812		5	13	58	76
2	<i>A. parallelepipedus</i> (PILLER) 1783	113	106	172	201	592
3	<i>A. parallelus</i> (DUFTSCHMID) 1812	3		5	1	9
4	Agonum fuliginosum (PANZER) 1809	1				1
5	Amara aenea (GEER) 1774	62		6		68
6	<i>Am. convexior</i> (STEPHANS) 1828	6				6
7	Bembidion lampros (HERBST) 1784				11	11
8	Carabus coriaceus LINNE 1758	2	4		14	20
9	<i>C. nemoralis</i> MÜLLER 1764	1	3	6	10	20
10	<i>C. problematicus</i> HERBST 1768	117	460	417	119	1113
11	<i>C. violaceus</i> LINNE 1758	21	41	62	49	173
12	Harpalus latus (LINNE) 1758	9		5	29	43
13	<i>H. quadripunctatus</i> DEJEAN 1829			1	7	8
14	Leistus rufomarginatus (DUFTSCHMID) 1812	1				1
15	<i>L. spinibarbis</i> (FRÖHL) 1775	1				1
16	Molops piceus (PANZER) 1793	6		2		8
17	Nebria brevicollis (FABRICIUS) 1792				5	5
18	Notiophilus biguttatus (FABRICIUS) 1779		28	7	14	49
19	Poecilus versicolor (STURM) 1824	12		4	18	34
20	Pterostichus cristatus (DOFOUR) 1820				4	4
21	<i>Pt. niger</i> (SCHALLER) 1783	119	87	112	168	486
22	<i>Pt. nigrita</i> (PAYKULL) 1790				1	1
23	<i>Pt. oblongopunctatus</i> (FABRICIUS) 1787	19	55	57	117	248
24	<i>Pt. strenuus</i> (PANZER) 1797	4				4

	Arten	Aktivitätsdichte				
		Suk	Fi	FiBu	Bu	Σ
25	<i>Synuchus vivalis</i> (ILLIGER) 1798	1				1
26	<i>Trechus obtusus</i> ERICHSON 1837	11			15	26
27	<i>Trichotichnus laevicollis</i> (DUFTSCHMID) 1812			6	2	8
28	<i>Tr. nitens</i> (HEER) 1838	13	4	21	11	45
		522	793	896	855	3066

Von den 3066 Individuen wurden im ersten Jahr 1554 Laufkäfer gefangen, während im zweiten Jahr eine Aktivitätsdichte von zusammen 1512 Individuen an den vier Standorten erreicht wurde (Tab. 5.2). Die Gesamtaktivitätsdichte des Gebietes bewegt sich also in beiden Jahren auf einem sehr ähnlichen Niveau, allerdings mit zum Teil erheblichen Verschiebungen bei den Ergebnissen der einzelnen Probeflächen. So konnte im Fichtenwald im Jahr 2001 mit 448 Tieren die höchste Aktivitätsdichte der vier Flächen erreicht werden, während im Jahr zuvor Fichten-Buchenwald und Buchenwald deutlich höhere Individuenzahlen aufwiesen. Die Artenzahlen der beiden Untersuchungsjahre differiert mit 24 Arten im Jahre 2000 und 26 Arten im Jahr darauf nur wenig. Auch in den einzelnen Waldbeständen weichen die Artzahlen der beiden Jahre nur wenig voneinander ab. Einzig im Fichten-Buchenwald konnten im zweiten Jahr vier Laufkäferarten weniger erfasst werden.

Tab. 5.2: Übersicht über die Aktivitätsdichte und die Artenzahl der Laufkäfer im Untersuchungsgebiet der Jahre 2000 und 2001

Jahr	Aktivitätsdichte					Artenzahl				
	Suk	Fi	FiBu	Bu	Σ	Suk	Fi	FiBu	Bu	Σ
2000	264	345	478	467	1554	17	10	16	18	24
2001	258	448	418	388	1512	18	8	12	17	26
Gesamt	522	793	896	855	3066	20	10	16	20	28

Im Gesamtuntersuchungsgebiet dominiert mit einem Anteil von über 30% an den gefangenen Individuen *Carabus problematicus*. Zahlreich sind auch *Abax parallelepipedus* und *Pterostichus niger* auf den Flächen anzutreffen (Abb. 5.1). Von den 28 festgestellten Laufkäferspezies konnten insgesamt sechs nur in einem der beiden Jahre nachgewiesen werden: *Leistus spinibarbis*, *Nebria brevicollis* nur 2000 und *Pterostichus nigrita*, *Leistus rufomarginatus*, *Agonum fuliginosum*, *Synuchus vivalis* nur 2001. Mit Ausnahme von *Nebria brevicollis* handelte es sich bei den übrigen auch um Einzelfänge.

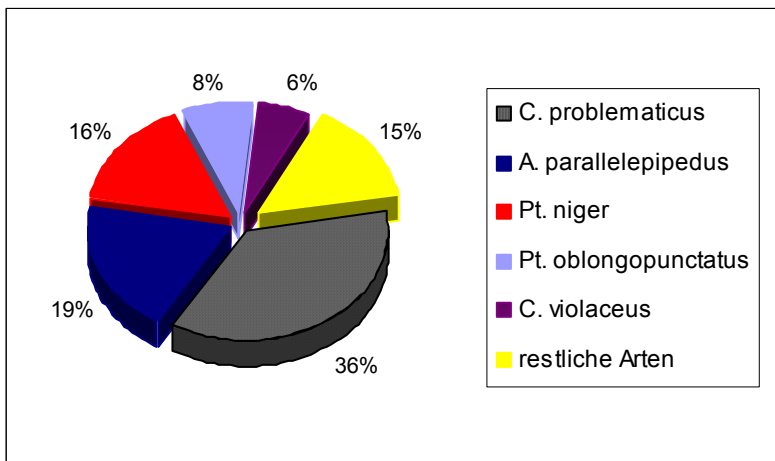


Abb. 5.1: Aktivitätsdominanzen der häufigsten Laufkäferarten im Untersuchungsgebiet

Auf den Einzelstandorten erreicht der Fichten-Buchenwald mit 896 die höchste Aktivitätsdichte (Abb. 5.2). Die Unterschiede zum Fichten- und zum Buchenwald sind allerdings gering, so dass nicht unmittelbar auf tatsächliche Abundanzunterschiede der Standorte geschlossen werden kann. Einzig die Sukzessionsfläche fällt im Vergleich mit 522 Individuen ein wenig ab. Bei den Artenzahlen treten z.T. deutlichere Unterschiede auf, die nicht mit der Verteilung der Individuen korrelieren. Die meisten Arten konnten hier im reinen Buchenwald und auf der Sukzessionsfläche mit 20 nachgewiesen werden (Abb. 5.3). Die geringste Artenzahl von 10 trat im Fichtenwald auf, während der Fichten-Buchenwald mit 16 Arten eine Mittelstellung einnimmt. Bei den Artenzahlen lässt sich also innerhalb der drei Waldbestände eine Entwicklungstendenz vom Fichtenbestand über den Fichtenbestand mit Unterwuchs zum Buchenbestand feststellen.

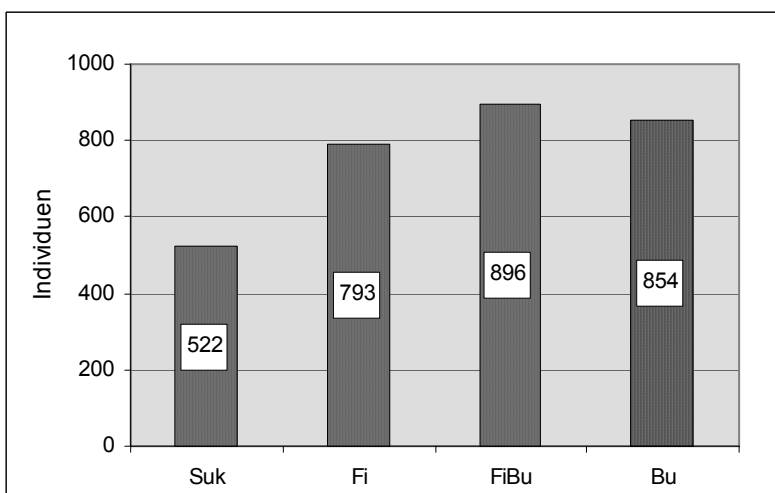


Abb. 5.2: Die Individuenzahlen der vier Untersuchungsflächen

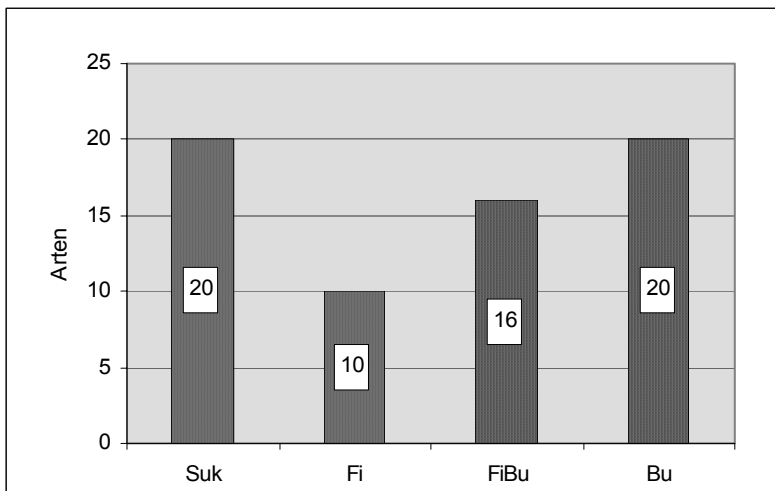


Abb. 5.3: Artenzahlen der vier Untersuchungsflächen

Grundsätzlich darf allerdings die bioindikatorische Aussagekraft der Artenzahl nicht überbewertet werden. Eine hohe Artenzahl korreliert nicht unbedingt mit der Natürlichkeit und dem naturschutzfachlichen Wert eines Lebensraums (RIECKEN 1992). So können Ökosysteme, die sich einem Klimaxstadium nähern (z.B. Buchenwälder), artenärmer sein als frühere Sukzessionsstadien. Ebenfalls können anthropogene Einflüsse die Heterogenität eines Systems erhöhen und damit das zusätzliche Eindringen von eurytopen Arten ermöglichen. Dies kann dann zu einer höheren Biodiversität im Vergleich zum unbeeinflussten Lebensraum führen. Für eine Beurteilung müssen daher weitere syn- und autökologische Kennzahlen der erfassten Arten berücksichtigt werden.

Bei Betrachtung der Einzelfallen wird die höchste durchschnittliche Artenzahl im Buchenwald mit 8,42 Arten pro Falle erreicht. Hier liegen die Werte für den Sukzessionswald mit 7,0 noch unter denen des Fichten-Buchenwaldes (Tab. 5.3). Nur durchschnittlich 35% des Arteninventars werden mit einer Falle im Sukzessionswald erfasst.

Tab. 5.3: Durchschnittliche Individuen- und Artenzahl pro Falle der Untersuchungsflächen

Untersuchungsfläche	Indiv./Falle	Arten/Falle	durchschnittl. Erfassungsgrad der Einzelfälle
Sukzessionswald	43,5	7,0	35,0%
Fichtenwald	66,1	6,33	63,3%
Fichten-Buchenwald	74,7	7,67	47,9%
Buchenwald	71,3	8,42	42,1%

Die Verteilung der Artenzahlen auf die Einzelfallen der Standorte besitzen bei Anwendung des T-Tests keine signifikanten Unterschiede. Bei den Aktivitätsdichten der Einzelfallen

zeigen Sukzessions- und Fichtenwald ($p < 0,05$) sowie Sukzessions- und Fichten-Buchenwald ($p < 0,01$) signifikante Unterschiede. Zwischen den geschlossenen Waldbeständen und dem Paar Sukzessionsfläche/Buchenwald weist der Test keine bedeutenden Differenzen aus (Tab. 5.4).

Tab. 5.4: Signifikanzen (T-Test) der mittleren Arten- und Individuenzahlen (n.s. = nicht signifikant, $p < 0,05$ = signifikant, $p < 0,01$ = signifikant)

Arten Indiv.	Suk	Fi	FiBu	Bu
Suk		n.s.	n.s.	n.s.
Fi	$p < 0,05$		n.s.	n.s.
FiBu	$p < 0,01$	n.s.		n.s.
Bu	n.s.	n.s.	n.s.	

5.1.2 Synökologische Kenngrößen der Carabiden

5.1.2.1 Dominanz und Dominanzstruktur

Insgesamt treten neun Spezies auf, deren Individuenanteil in mindestens einer Untersuchungsfläche den Wert von 3,2% übersteigt und damit den ersten drei Dominanzklassen von ENGELMANN (1978) zuzurechnen sind (Tab. 5.5). Hierbei erreichen die Arten *Carabus problematicus*, *Abax parallelepipedus* und *Pterostichus niger* auf jedem Standort Dominanzen von über 10%, so dass sie überall zumindest als dominante Arten klassifiziert werden können, *Carabus problematicus* im Fichtenwald und im Fichten-Buchenwald sogar als eudominante Spezies.

Tab. 5.5: Hauptarten der vier Untersuchungsflächen

	Suk	Fi	FiBu	Bu
Eudominant		<i>C. problematicus</i>	<i>C. problematicus</i>	
Dominant	<i>Pt. niger</i> <i>C. problematicus</i> <i>A. parallelepipedus</i> <i>Am. aenea</i>	<i>A. parallelepipedus</i> <i>Pt. niger</i>	<i>A. parallelepipedus</i> <i>Pt. niger</i>	<i>A. parallelepipedus</i> <i>Pt. niger</i> <i>C. problematicus</i> <i>Pt. oblongopunctatus</i>
Subdominant	<i>C. violaceus</i> <i>Pt. oblongopunctatus</i>	<i>Pt. oblongopunctatus</i> <i>C. violaceus</i> <i>No. biguttatus</i>	<i>C. violaceus</i> <i>Pt. oblongopunctatus</i>	<i>A. ovalis</i> <i>C. violaceus</i> <i>H. latus</i>

Nach TOPP (1982) sind die üblichen Dominanzverteilungen von Laufkäfergesellschaften durch wenige Arten mit hoher Häufigkeit und viele mit geringer Häufigkeit gekennzeichnet.

Zumeist schließen die ersten drei Dominanzklassen ungefähr 85% der gefangenen Bodenarthropoden ein. Diese Hauptarten repräsentieren ein Drittel der insgesamt erfassten Arten (ENGELMANN 1977). Diese Aussagen stimmen mit den erhobenen Dominanzen im Sukzessions- und im Buchenwald überein. Auf den anderen Flächen liegt der Prozentwert der dominanten Arten weit über 90%.

Sukzessionswald

Von den insgesamt 20 Laufkäfern wurden im ersten Untersuchungsjahr 17 und im zweiten Jahr 18 Arten erfasst. Fünf Carabiden konnten nur in einem Jahr nachgewiesen werden, dazu zählen *Agonum fuliginosum*, *Carabus nemoralis*, *Leistus spinibarbis*, *Leistus rufomarginatus* und *Synuchus vivalis*. Diese Arten wurden auch nur mit jeweils einem Individuum gefangen. Dominanzunterschiede fallen bei *Pterostichus niger* und vor allem bei *Abax parallelepipedus* auf (Tab. 5.6). Während *Abax parallelepipedus* 2000 die deutlich höchsten Abundanzen mit 79 Exemplaren und 29,9% erreicht, fällt sein Anteil an der Zönose 2001 auf einen relativ niedrigen Wert von 13,2%. Umgekehrt steigen die Dominanzwerte von *Pterostichus niger* von 19,3% auf 26,4% im zweiten Jahr.

Tab. 5.6: Individuenzahlen (Indiv), Dominanzwerte (DO in %), Dominanzklassen (DKL) der Arten des Sukzessionswaldes der Jahre 2000, 2001 und Gesamt

Arten	Gesamt			2000			2001		
	Indiv	DO	DKL	Indiv	DO	DKL	Indiv	DO	DKL
<i>Pt. niger</i>	119	22,8	d	51	19,3	d	68	26,4	d
<i>C. problematicus</i>	117	22,4	d	57	21,6	d	60	23,3	d
<i>A. parallelepipedus</i>	113	21,6	d	79	29,9	d	34	13,2	d
<i>Am. aenea</i>	62	11,9	d	26	10,6	d	36	15,5	d
<i>C. violaceus</i>	21	4,0	sd	10	3,8	sd	11	4,3	sd
<i>Pt. oblongopunctatus</i>	19	3,6	sd	11	4,2	sd	8	3,1	r
<i>T. nitens</i>	13	2,5	r	6	2,3	r	7	2,7	r
<i>P. versicolor</i>	12	2,3	r	6	2,3	r	6	2,3	r
<i>Tr. obtusus</i>	11	2,1	r	4	1,5	r	7	2,7	r
<i>H. latus</i>	9	1,7	r	4	1,5	r	5	1,9	r
<i>Am. convexior</i>	6	1,1	r	2	0,8	sr	4	1,6	r
<i>M. piceus</i>	6	1,1	r	3	1,1	r	3	1,2	r
<i>Pt. strenuus</i>	4	0,8	sr	1	0,4	sr	3	1,2	r
<i>A. parallelus</i>	3	0,6	sr	1	0,4	sr	2	0,8	sr
<i>C. coriaceus</i>	2	0,4	sr	1	0,4	sr	1	0,4	sr
<i>Ag. fuliginosum</i>	1	0,2	s				1	0,4	sr
<i>C. nemoralis</i>	1	0,2	s	1	0,4	sr			
<i>L. rufomarginatus</i>	1	0,2	s				1	0,4	sr
<i>L. spinibarbis</i>	1	0,2	s	1	0,4	sr			
<i>S. vivalis</i>	1	0,2	s				1	0,4	sr
	522	100		264	100		258	100	

Von den sechs Hauptarten dominiert insgesamt auf der Fläche die euryöke Waldart *Pterostichus niger* mit 22,8%. Die stenöke Waldart *Carabus problematicus* und die euryöke Waldart *Abax parallelepipedus* erreichen allerdings fast identische Abundanzwerte (Abb. 5.4). Unter den Hauptarten tritt als einzige Offenlandart *Amara aenea* mit 11,9% dominant auf. 14 Arten mit einem Individuenanteil von 13,6% zählen zu den Begleitarten.

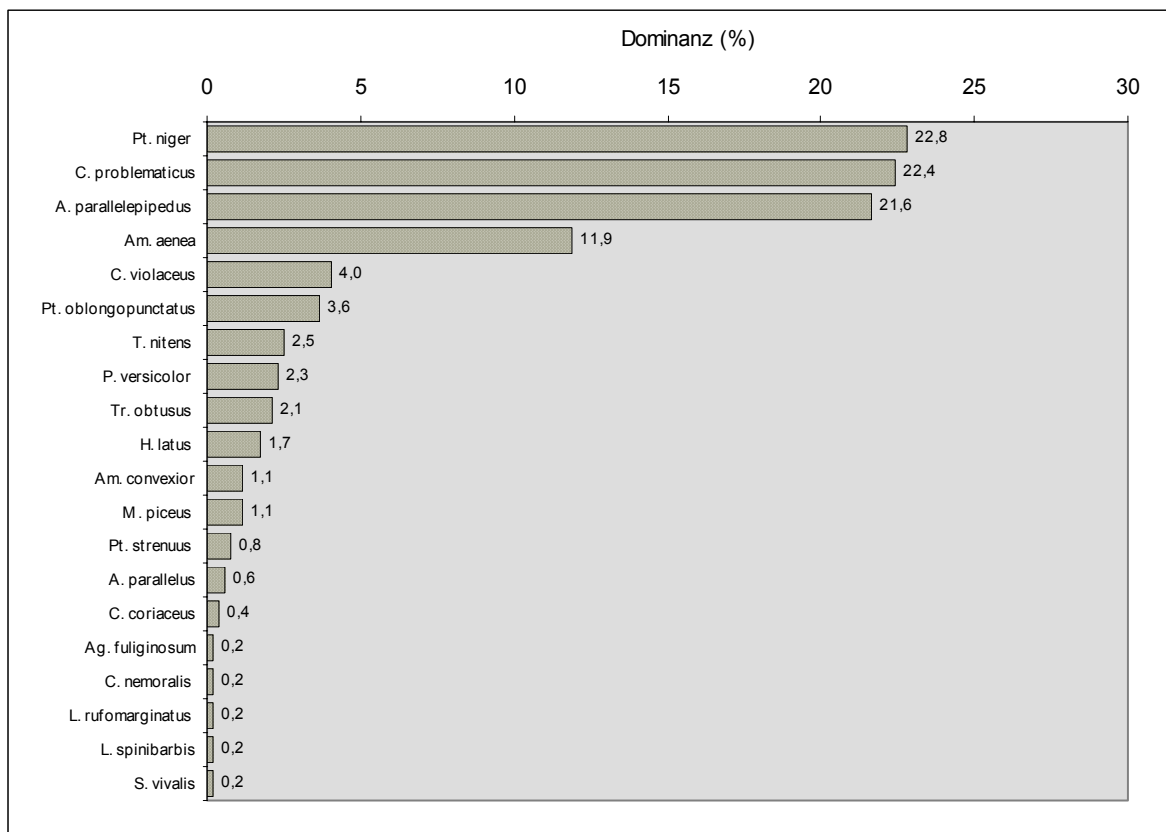


Abb. 5.4: Die Dominanzstrukturkurve der Untersuchungsfläche Sukzessionswald

Die Strukturkurve kann als ziemlich ausgeglichen beschrieben werden. Eine gleichmäßige Verteilung ist häufig charakteristisch für reife Ökosysteme (PLACHTER 1983). Allerdings darf nicht vernachlässigt werden, dass einige Arten grundsätzlich selten und andere häufig vorkommen (BEGON et al. 1991). Ca. 15 Jahre nach dem Sturmereignis kann auch nicht mehr von einer dynamischen Sukzession ausgegangen werden, sondern von einem Vorwaldstadium, welches hinsichtlich Struktur und Laufkäferzönose schon viele typische Waldeigenschaften aufweist.

Fichtenwald

Die 10 Carabiden des Fichtenwaldes wurden alle schon im ersten Jahr nachgewiesen (Tab. 5.7). Ein Jahr später konnten davon nur acht Arten wieder gefangen werden, die

Begleitarten *Trichotichnus nitens* und *Carabus nemoralis* wurden nicht erfasst. Die höhere Aktivitätsdichte 2001 hängt vor allem mit dem sehr zahlreichen Auftreten von *Carabus problematicus* zusammen. Diese Art besitzt schon 2000 einen eudominanten Anteil an der Lebensgemeinschaft, steigert diesen ein Jahr später aber noch einmal auf eine Dominanz von 63,8%. Entsprechend sinken die Werte der anderen Laufkäfer in dem Jahr ab, obwohl sich die Absolutzahlen nicht sehr stark verändern.

Tab. 5.7: Individuenzahlen (Indiv), Dominanzwerte (DO in %), Dominanzklassen (DKL) der Arten des Fichtenwaldes der Jahre 2000, 2001 und Gesamt

Arten	Gesamt			2000			2001		
	Fi	DO	DKL	Indiv	DO	DKL	Indiv	DO	DKL
<i>C. problematicus</i>	460	58,0	ed	174	50,4		286	63,8	ed
<i>A. parallelepipedus</i>	106	13,4	d	63	18,3		43	9,6	sd
<i>Pt. niger</i>	87	11,0	d	44	12,8		43	9,6	sd
<i>Pt. oblongopunctatus</i>	55	6,9	sd	29	8,4		26	5,8	sd
<i>C. violaceus</i>	41	5,2	sd	16	4,6		25	5,6	sd
<i>N. biguttatus</i>	28	3,5	sd	9	2,6		19	4,2	sd
<i>A. ovalis</i>	5	0,6	sr	2	0,6		3	0,7	sr
<i>C. coriaceus</i>	4	0,5	sr	1	0,3		3	0,7	sr
<i>T. nitens</i>	4	0,5	sr	4	1,2				
<i>C. nemoralis</i>	3	0,4	sr	3	0,9				
	793	100		345	100		448	100	

Bei der Probefläche Fichtenwald stehen sechs Hauptarten nur vier Begleitarten gegenüber, welche auch nur einen Dominanzanteil von 2% besitzen. Hier macht sich die insgesamt geringe Artenzahl des Fichtenwaldes bemerkbar.

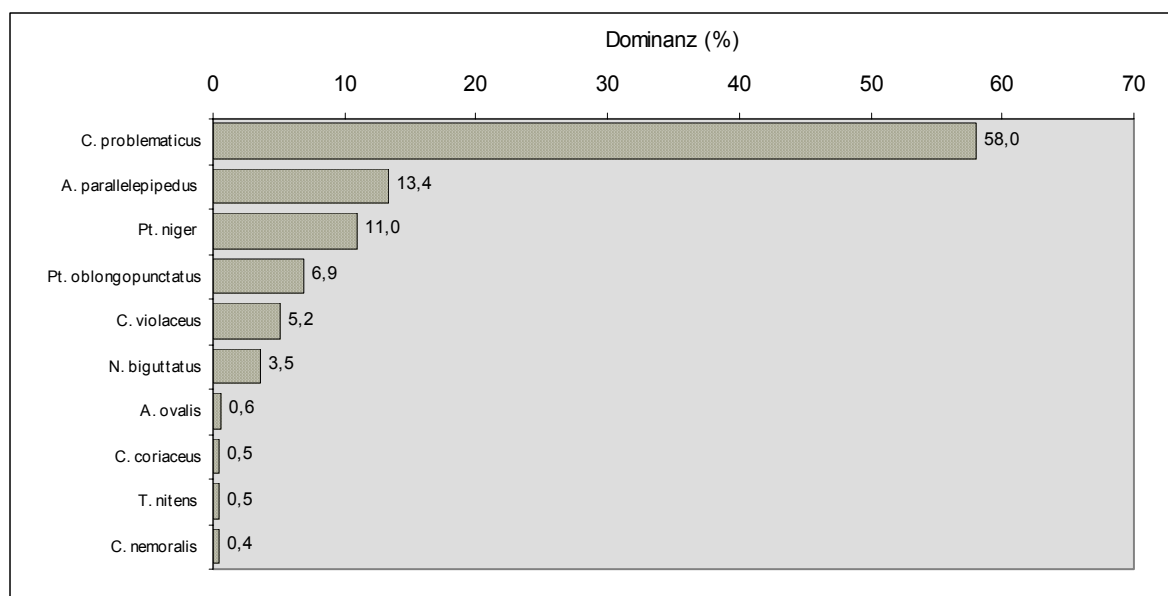


Abb. 5.5: Die Dominanzstrukturkurve des Fichtenwaldes

Dominiert wird dieser Standort von der stenöken Waldart *Carabus problematicus* mit 58%, wodurch auch die ungleichmäßig verlaufende Strukturkurve hervorgerufen wird (Abb. 5.5). Bei den anderen Haupt- und Begleitarten handelt es sich ebenfalls ausschließlich um Waldarten.

Fichten-Buchenwald

Wie im Fichtenwald wurden auch im Fichten-Buchenwald die vorkommenden 16 Carabidenarten bereits im Jahr 2000 erfasst, während ein Jahr später nur noch 12 Arten nachgewiesen wurden (Tab. 5.8). *Amara aenea*, *Harpalus latus*, *Poecilus versicolor* und *Harpalus quadripunctatus* konnten 2001 nicht mehr festgestellt werden. Bei allen vier Laufkäfern handelt es sich um euryöke Offenlandarten bzw. bei *Harpalus latus* um einen Ubiquisten.

Tab. 5.8: Individuenzahlen (Indiv), Dominanzwerte (DO in %), Dominanzklassen (DKL) der Arten des Fichten-Buchenwaldes der Jahre 2000, 2001 und Gesamt

Arten	Gesamt			2000			2001		
	Indiv	DO	DKL	Indiv	DO	DKL	Indiv	DO	DKL
<i>C. problematicus</i>	417	46,5	ed	202	42,3	ed	215	51,4	sd
<i>A. parallelepipedus</i>	172	19,2	d	113	23,6	d	59	14,1	d
<i>Pt. niger</i>	112	12,5	d	47	9,8	sd	65	15,6	d
<i>C. violaceus</i>	62	6,9	sd	29	6,1	sd	33	7,9	sd
<i>Pt. oblongopunctatus</i>	57	6,4	sd	36	7,5	sd	21	5,0	sd
<i>T. nitens</i>	21	2,3	r	12	2,5	r	9	2,2	r
<i>A. ovalis</i>	13	1,5	r	9	1,9	r	4	1,0	r
<i>N. biguttatus</i>	7	0,8	sr	5	1,0	r	2	0,5	sr
<i>Am. aenea</i>	6	0,7	sr	6	1,3	r			
<i>C. nemoralis</i>	6	0,7	sr	3	0,6	sr	3	0,7	sr
<i>T. laevicollis</i>	6	0,7	sr	3	0,6	sr	3	0,7	sr
<i>A. parallelus</i>	5	0,6	sr	2	0,4	sr	3	0,7	sr
<i>H. latus</i>	5	0,6	sr	5	1,0	r			
<i>P. versicolor</i>	4	0,4	sr	4	0,8	sr			
<i>M. piceus</i>	2	0,2	s	1	0,2	s	1	0,2	s
<i>H. quadripunctatus</i>	1	0,1	s	1	0,2	s			
	896	100		478	100		418	100	

Auffällig auf dieser Untersuchungsfläche, ähnlich wie im Sukzessionswald ist der starke Rückgang von *Abax parallelepipedus* von 23,6% auf 14,1%, während sich bei *Carabus problematicus* und *Pterostichus niger* die Aktivitätsdominanzen erhöht haben. Bei den übrigen Laufkäfern änderten sich innerhalb des Untersuchungszeitraums die Abundanzen kaum. Im Fichten-Buchenwald herrscht fast die gleiche Dominanzreihenfolge wie im Fichtenwald. *Carabus problematicus* erreicht hier mit 46,5% ebenfalls deutlich die höchste Dominanz vor *Abax parallelepipedus* und *Pterostichus niger* (Abb. 5.6). Weitere Hauptarten sind die euryöken Waldarten *Carabus violaceus* und *Pterostichus*

oblongopunctatus, die auf dieser Probestfläche ein subdominantes Auftreten besitzen. Im Unterschied zum Fichtenwald treten hier weitere 11 Laufkäfer als Begleitarten hinzu, welche mit 8% allerdings ebenfalls nur einen geringen Anteil an den insgesamt erfassten Carabiden einnehmen.

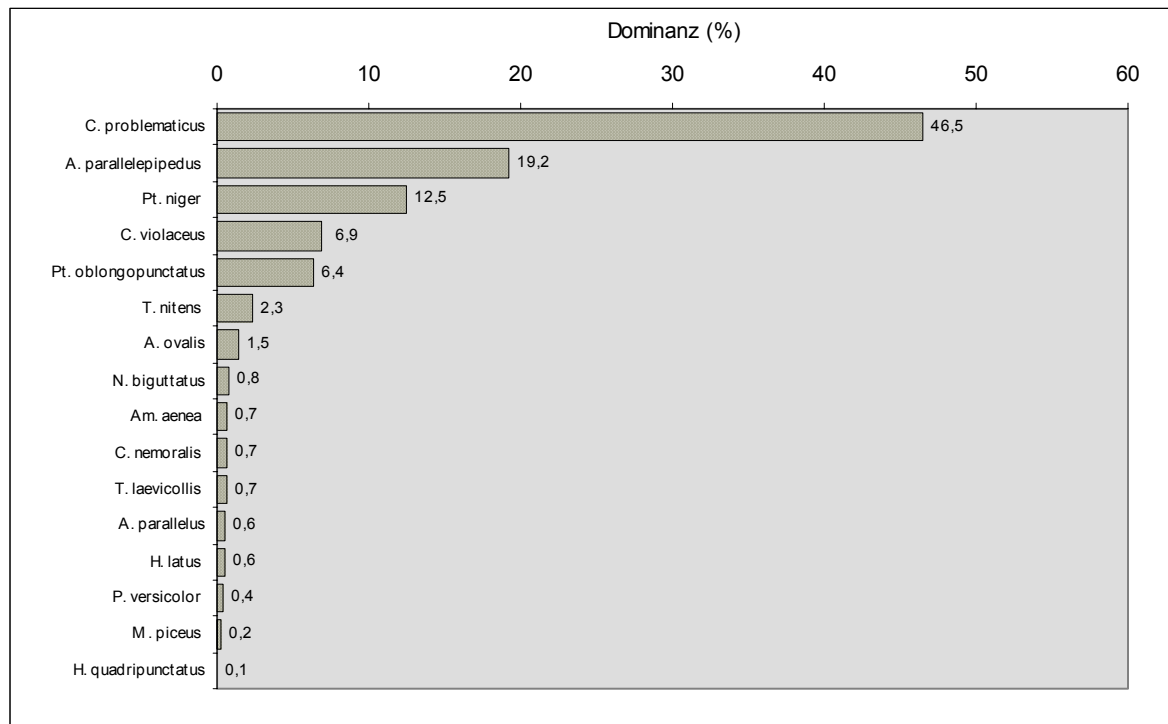


Abb. 5.6: Die Dominanzstrukturkurve des Fichten-Buchenwaldes

Buchenwald

Von den 20 vorkommenden Carabiden im Buchenwald wurden 18 im ersten Jahr und 17 im zweiten Jahr nachgewiesen. *Abax parallelus*, *Nebria brevicollis* und *Carabus nemoralis* konnten nur 2000, *Trichotichnus laevicollis* und *Pterostichus nigrita* nur 2001 mit den Bodenfallen erfasst werden. Hierbei wurde *Carabus nemoralis* im ersten Jahr noch mit 11 Individuen gefangen. Die Hauptarten zeigen in den beiden Fangperioden eine sehr ähnliche Dominanzverteilung, einzig die Individuenzahl und die Aktivitätsdominanz von *Carabus violaceus* gingen im Jahr 2001 etwas zurück (Tab. 5.9).

Tab. 5.9: Individuenzahlen (Indiv), Dominanzwerte (DO in %), Dominanzklassen (DKL) der Arten des Buchenwaldes der Jahre 2000, 2001 und Gesamt

Arten	Gesamt			2000			2001		
	Bu	DO	DKL	Indiv	DO	DKL	Indiv	DO	DKL
<i>A. parallelepipedus</i>	201	23,5	d	107	22,9	d	94	24,3	d
<i>Pt. niger</i>	168	19,6	d	82	17,5	d	86	22,2	d
<i>C. problematicus</i>	119	13,9	d	73	15,6	d	57	14,7	d
<i>Pt. oblongopunctatus</i>	117	13,7	d	60	12,8	d	46	11,9	d
<i>A. ovalis</i>	58	6,8	sd	33	7,1	sd	25	6,5	sd
<i>C. violaceus</i>	49	5,7	sd	35	7,5	sd	14	3,6	sd
<i>H. latus</i>	29	3,4	sd	12	2,6	r	17	4,4	sd
<i>P. versicolor</i>	18	2,1	r	10	2,1	r	8	2,1	r
<i>Tr. obtusus</i>	15	1,8	r	8	1,7	r	7	1,8	r
<i>C. coriaceus</i>	14	1,6	r	7	1,5	r	7	1,8	r
<i>No. biguttatus</i>	14	1,6	r	7	1,5	r	7	1,8	r
<i>B. lampros</i>	11	1,3	r	7	1,5	r	4	1,0	sr
<i>T. nitens</i>	11	1,3	r	5	1,1	r	6	1,6	sr
<i>C. nemoralis</i>	11	1,3	r	11	2,4	r			
<i>H. quadripunctatus</i>	7	0,8	sr	3	0,6	sr	4	1,0	sr
<i>N. brevicollis</i>	5	0,6	sr	5	1,1	r			
<i>Pt. cristatus</i>	4	0,5	sr	2	0,4	sr	2	0,5	sr
<i>T. laevicollis</i>	2	0,2	s				2	0,5	sr
<i>A. parallelus</i>	1	0,1	s	1	0,2	s			
<i>Pt. nigrita</i>	1	0,1	s				1	0,3	s
	855	100		468	100		367	100	

Auf der Buchenwaldfläche kommt wie auch auf der Sukzessionswaldfläche keine eudominante Carabidenart vor. Die euryöke Waldart *Abax parallelepipedus* konnte mit einer Aktivitätsdominanz von 23,5% nachgewiesen werden, als weitere Arten traten noch *Pterostichus niger*, *Carabus problematicus* und *Pterostichus oblongopunctatus* auf dieser Fläche dominant auf (Abb. 5.7). Mit sieben Hauptarten bei ähnlicher Aktivitätsdichte wie im Fichtenwald und im Fichten-Buchenwald zeigt die Strukturkurve eine viel ausgeglichene Verteilung. Die 13 Begleitarten dieses Waldes machen 13,3% der erfassten Individuen aus, besitzen also einen ähnlichen Größenanteil wie die Begleitarten im Sukzessionsbestand.

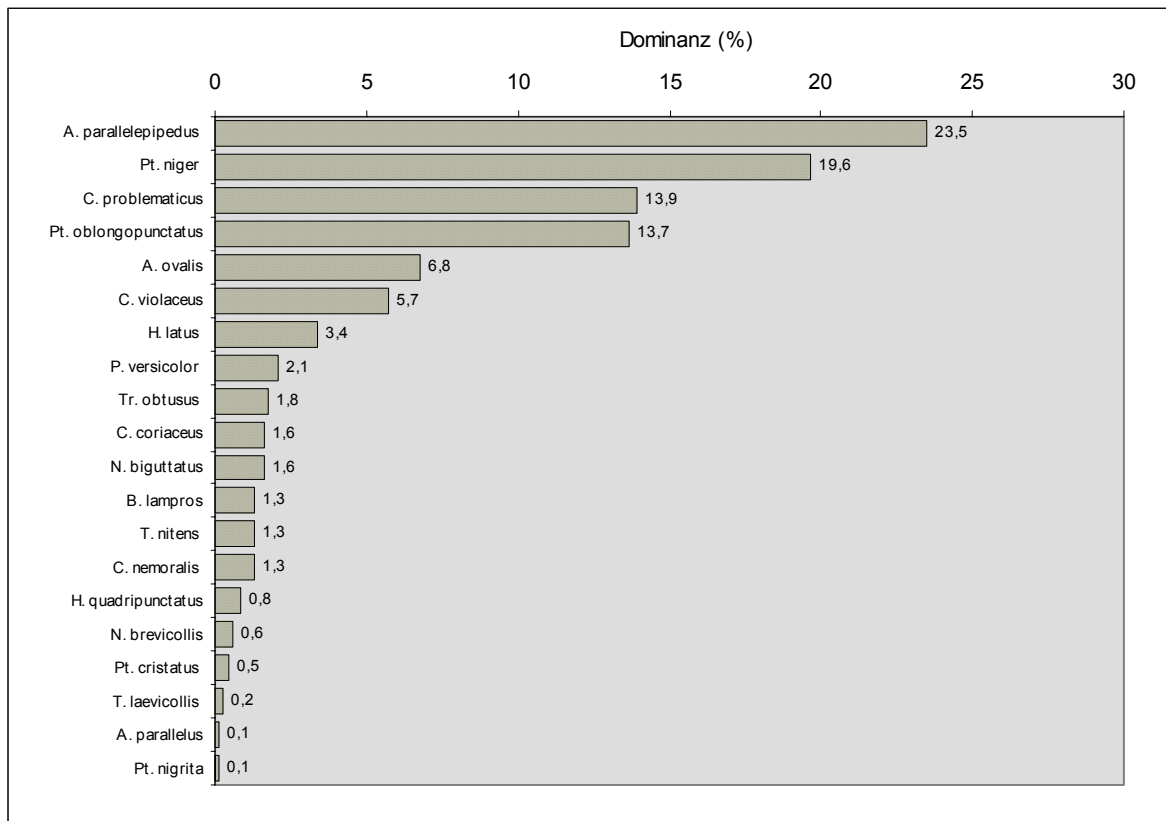


Abb. 5.7: Die Dominanzstrukturkurve des Buchenwaldes

5.1.2.2 Diversität und Evenness

Die Diversitäts-Indizes nach Shannon-Weaver liegen im Untersuchungsgebiet zwischen 1,3 und 2,3. Bei den geschlossenen Waldbeständen findet sich der geringste Wert im Fichtenwald mit 1,390, während im Buchenwald ein Diversitätsindex vom 2,243 gemessen werden konnte (Tab. 5.10). Genau wie bei der Artenzahl nimmt auch hier der Mischbestand eine Mittelstellung ein. Der Shannon-Index verläuft also bei allen Flächen parallel zur Anzahl der erfassten Arten und verdeutlicht damit auch die starke Abhängigkeit der Diversität von der Artenzahl. Dies kommt auch in der maximal möglichen Diversität der vier Bestände zum Ausdruck, die im Buchenwald über den Angaben für den Fichtenwald und den Fichten-Buchenwald und auch noch leicht über der des Sukzessionswaldes liegt. Eine hohe Diversität soll in der Regel auf günstige Lebensbedingungen hinweisen, während geringe Werte auf Lebensraumstörungen deuten können. Allerdings muss hier die natürliche Artenausstattung der untersuchten Lebensräume berücksichtigt werden. Wälder besitzen typischerweise eine niedrigere Zahl spezifischer vorkommender Arten, so dass ihre Diversitätswerte nicht absolut betrachtet werden dürfen. Entsprechend sind Diversitätsaussagen lediglich über ähnliche Biotopstrukturen zu treffen (WEIGMANN 1987). Insgesamt werden die

Einsatzmöglichkeiten der Diversität und ihre Grenzen zur Bewertung von Ökosystemqualitäten und zur Beschreibung von Biozönoseentwicklungen auch eher kritisch gesehen (HURLBERT 1971, FAGER 1972, NAGEL 1976, GRUSCHWITZ 1982, REMMERT 1984, PLACHTER 1991).

Tab. 5.10: Artenzahl, maximal mögliche Diversität (H_{\max}), Diversität (H_s) und Evenness (J_s) der vier Untersuchungsflächen

Flächen	Artenzahl	H_{\max}	(H_s)	(J_s)
Suk	20	2,996	2,087	0,697
Fi	10	2,303	1,390	0,604
FiBu	16	2,773	1,684	0,607
Bu	20	2,996	2,243	0,749

Die gleiche Reihenfolge wie bei den Diversitätswerten kann auch bei der Evenness beobachtet werden. Hier kommen auf der Fichtenwald- und der Fichten-Buchenwaldfläche die hohen Dominanzen von *Carabus problematicus* zur Geltung. Der Evennesswert spiegelt die geringere Gleichverteilung der Individuen wieder und ist für beide Standorte nahezu identisch. Entsprechend der ausgeglicheneren Dominanzstrukturkurve erreicht die Evenness für den Buchenwald mit 0,749 und auch für den Sukzessionswald mit 0,697 die höchsten Werte der verschiedenen Probestellen (Abb. 5.8).

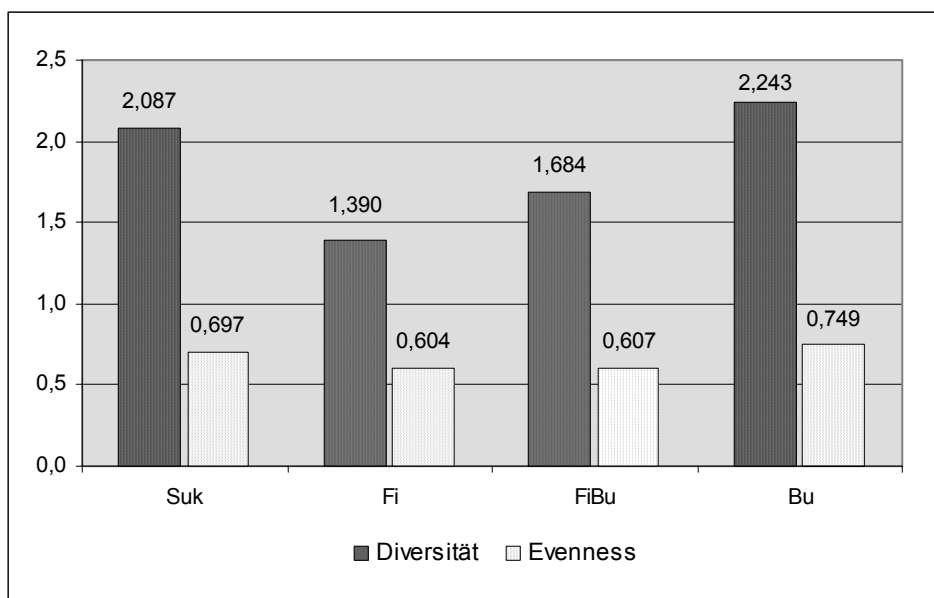


Abb. 5.8: Diversität und Evenness der Untersuchungsflächen

5.1.2.3 Artenidentität und Dominanzidentität

Nach dem Sørensen-Quotienten ist die höchste Artenähnlichkeit innerhalb der drei geschlossenen Waldflächen zwischen dem Buchenwald und dem Fichtenwald mit Buchenverjüngung zu finden (Abb. 5.9). Die Identitäten von Bu/Fi und FiBu/Fi liegen mit knapp unter 70% niedriger, können aber immer noch als relativ hohe Übereinstimmung eingestuft werden. Bei Untersuchungen im gleichen Gebiet wurden 1997 bei Erhebungen in verschiedenen bewirtschafteten Buchenwäldern Artenidentitäten zwischen 74,3% und 81,4% festgestellt (STEINWEGER 1998). Der Jaccard-Index bestätigt die Aussagen des Sørensen-Index mit der gleichen Identitätsreihenfolge der Flächenpaare (Tab. 5.11). Die grundlegende Ausgestaltung der Waldflächen mit Laufkäferarten zeigt also erwartungsgemäß keine sehr spezifischen Unterschiede, hier dürften für viele Arten der Bodenoberfläche Sekundärparameter wie das Mikroklima die entscheidendere Rolle spielen. Die Übereinstimmungen auf Artniveau mit dem Sukzessionswald sind ebenfalls erkennbar, wenn auch nicht so ausgeprägt. Deutlich am niedrigsten sind sie zwischen Sukzessionsfläche und Fichtenbestand, hier zeigen sich die größten strukturellen Unterschiede. Aber auch im Vergleich zu den anderen Beständen ist die Identität mit dem Sukzessionswald immer etwas geringer als mit den jeweiligen zwei anderen Waldbeständen.

Von den 28 erfassten Carabidenarten gibt es immerhin neun Arten, die exklusiv auf einer Untersuchungsfläche gefangen wurden. Im Buchenwald sind dies *Nebria brevicollis*, *Pterostichus cristatus* und *Pterostichus nigrita*. Alle drei Waldarten wurden nur in sehr geringen Abundanzen an dem Standort festgestellt. Dies gilt ebenfalls für Laufkäfer, die nur im Sukzessionswald nachgewiesen wurden: *Agonum rufomarginatum*, *Amara convexior*, *Leistus rufomarginatus*, *Leistus spinibarbis*, *Pterostichus strenuus* und *Synuchus vivalis*.

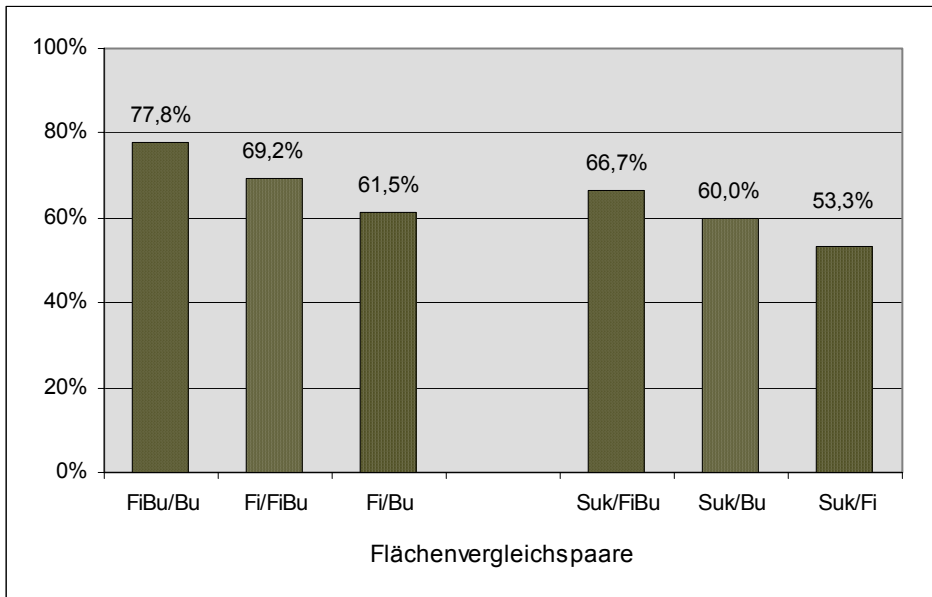


Abb. 5.9: Sørensen-Index der verschiedenen Flächenvergleichspaare

Bei der Dominanzidentität nach Renkonen stellt sich das Bild etwas anders dar. Hier kommt die Struktur der Laufkäferzönosen zum Ausdruck. Der Fichten-Buchenwald und der Fichtenwald weisen die mit Abstand größte Übereinstimmung von 84,7% auf (Abb. 5.10). Bei den beiden Flächen zeigen sich hohe Gemeinsamkeiten beim Vorkommen eudominanter und dominanter Arten. Vor allem die Aktivitätsdominanz von *Carabus problematicus* auf beiden Flächen bestimmt das Ergebnis des Renkonen-Index. Nahezu alle gemeinsamen Arten kommen in entsprechend hohen Individuenzahlen vor. Die geringeren Werte der Paare Bu/FiBu und Bu/Fi spiegeln noch einmal den unterschiedlichen Verlauf der Strukturkurve wieder. Im Gegensatz zu den anderen Waldflächen erreicht im Buchenwald kein Laufkäfer eudominante Individuenzahlen und speziell *Carabus problematicus* bleibt noch hinter den Dominanzen von *Abax parallelepipedus* und *Pterostichus niger* zurück. Sowohl Buchenwald als auch Fichten-Buchenwald besitzen mit dem Sukzessionswald eine höhere Dominanzidentität als untereinander. Gerade der Buchenwald zeigt mit 70,4% eine hohe Ähnlichkeit bei der Struktur der Carabidenzönose. Der Wert liegt nur wenig unter den Dominanzidentitäten, die bei Untersuchungen zwischen verschiedenen Buchenwäldern erreicht worden sind. Diese bewegten sich zwischen 61,1% und 79,9% (STEINWEGER 1998).

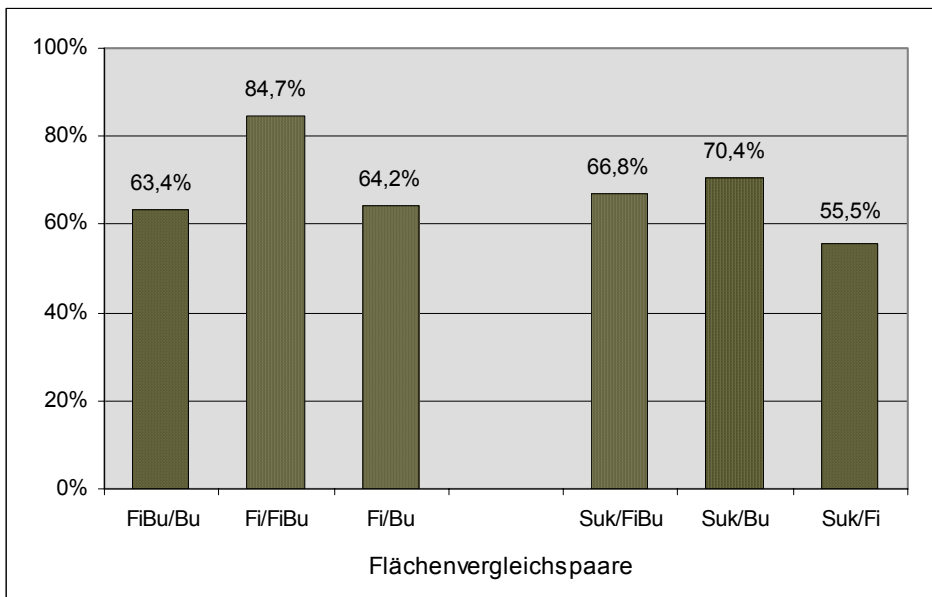


Abb. 5.10: Renkonen-Index der verschiedenen Flächenvergleichspaare

Der Wainstein-Index verknüpft die beiden Identitäten nach Jaccard und Renkonen, so dass jeweilige Formelnachteile aufgehoben werden. Die Werte des Jaccard-Index können in Tab. 5.11 abgelesen werden. Der höchste Wainstein-Wert beträgt 44,3% zwischen Fichtenwald und Fichten-Buchenwald. Er bestätigt damit die Gemeinsamkeiten der beiden Flächen, die vor allem auf die hohe Dominanzidentität zurückzuführen sind. Ebenfalls gibt er mit 40,7% eine hohe Übereinstimmung von Fichten-Buchenwald und Buchenwald an. Bei diesen Beständen macht sich in erster Linie die hohe Artenidentität bemerkbar (Tab. 5.13). Der Fichtenwald und der Sukzessionswald weisen entsprechend den Ergebnissen der anderen Indizes mit 20,2% die geringste Ähnlichkeit auf. Die weiteren Flächenpaare (FiBu/Suk, Bu/Suk, Bu/Fi) zeigen beim Wainstein-Index kaum Differenzen. Sie liegen mit knapp über 30% alle innerhalb eines Prozentpunktes. In den Tab. 5.10 - 5.13 werden noch einmal alle verwendeten Indizes aufgeführt.

Tab. 5.10: Gemeinsame Arten und Sørensen-Index der vier Flächen

SÖRENSEN	Suk	Fi	FiBu	Bu
Suk		8	12	12
Fi	53,3		9	10
FiBu	66,7	69,2		14
Bu	60,0	66,7	77,8	

Tab. 5.11: Jaccard-Index der vier Flächen

JACCARD	Suk	Fi	FiBu	Bu
Suk				
Fi	36,4			
FiBu	50,0	52,9		
Bu	46,4	50,0	63,6	

Tab. 5.12: Renkonen-Index der vier Flächen

RENKONEN	Suk	Fi	FiBu	Bu
Suk				
Fi	55,5			
FiBu	66,8	84,7		
Bu	70,4	64,2	63,4	

Tab. 5.13: Wainstein-Index der vier Flächen

WAINSTEIN	Suk	Fi	FiBu	Bu
Suk				
Fi	20,2			
FiBu	33,4	44,8		
Bu	32,7	32,1	40,3	

5.1.3 Autökologische Kenngrößen

5.1.3.1 Übersicht über die autökologischen Daten der Laufkäfer

Tab. 5.14 gibt einen Überblick über die im Untersuchungsgebiet Mittelsieg-Bergland nachgewiesenen Arten und ihre Einordnung hinsichtlich Biotopbindung, Jahresdynamik, Flugdynamik, Größenklasse sowie Gefährdungsstatus.

Tab. 5.14: Liste der nachgewiesenen Laufkäferarten im Untersuchungsgebiet mit Angaben zur Biologie und Ökologie (Jd=Jahresdynamik, Fd=Flugdynamik, Gk=Größenklasse, RL=Rote Liste Rheinland-Pfalz; weitere Erläuterungen s. Kap. 4.3)

	Arten	Ökolog. Typ		Jd	Fd	Gk	RL
1	<i>A. ovalis</i> (DUFTSCHMID) 1812	(h)w	sWA	FB+	bpt	4	
2	<i>A. parallelepipedus</i> (PILLER) 1783	w	eWA	inst.	bpt	4	
3	<i>A. parallelus</i> (DUFTSCHMID) 1812	(h)w	sWA	FB+	bpt	4	
4	<i>Ag. fuliginosum</i> (PANZER) 1809	hw	eWA	FB+	dim	3	V
5	<i>Am. aenea</i> (GEER 1774)	(x)	OA	FB	mpt	3	
6	<i>Am. convexior</i> (STEPHANS) 1926	(x)	OA	FB	mpt	3	
7	<i>B. lampros</i> (HERBST) 1784	eu	OA	FB	dim	2	
8	<i>C. coriaceus</i> LINNE 1758	w	eWA	HB	bpt	6	
9	<i>C. nemoralis</i> MÜLLER 1764	w	eWA	FB+	bpt	5	
10	<i>C. problematicus</i> HERBST 1768	(h)w	sWA	HB	bpt	5	
11	<i>C. violaceus</i> LINNE 1758	w	eWA	HB	bpt	5	
12	<i>H. latus</i> (LINNE) 1758	eu	U	HB	mpt	3	
13	<i>H. quadripunctatus</i> DEJEAN 1829	eu	OA	FB	mpt	4	
14	<i>L. rufomarginatus</i> (DUFTSCHMID) 1812	hw	eWA	HB	mpt	3	
15	<i>L. spinibarbis</i> (FRÖHL) 1775	eu/th	OA	FB	mpt	3	3
16	<i>M. piceus</i> (PANZER) 1793	w	eWA	FB	bpt	4	
17	<i>N. brevicollis</i> (FABRICIUS) 1792	w	eWA	HB	mpt	4	
18	<i>No. biguttatus</i> (FABRICIUS) 1779	w	eWA	FB+	dim	2	
19	<i>P. versicolor</i> (STURM) 1824	eu	OA	FB+	mpt	3	
20	<i>Pt. cristatus</i> (DOFOUR) 1820	h(w)	sWA	HB	bpt	4	
21	<i>Pt. niger</i> (SCHALLER) 1783	w	eWA	HB	dim	4	
22	<i>Pt. nigrita</i> (PAYKULL, 1790)	w	eWA	FB	mpt	3	
23	<i>Pt. oblongopunctatus</i> (FABRICIUS) 1787	w	eWA	FB+	mpt	3	
24	<i>Pt. strenuus</i> (PANZER) 1797	(h)	A	FB+	dim	2	
25	<i>S. vivalis</i> (ILLIGER) 1798	eu	OA	HB	dim	3	
26	<i>T. obtusus</i> ERICHSON 1837	w	eWA	HB	dim	2	
27	<i>Tr. laevicollis</i> (DUFTSCHMID) 1812	w	eWA	HB	mpt	3	
28	<i>Tr. nitens</i> (HEER) 1838	w	eWA	HB	mpt	3	

5.1.3.2 Biotoppräferenz

Die Zuordnung der Laufkäfer im Untersuchungsgebiet zu verschiedenen ökologischen Typen wurde in Kap 5.1.4.1 vorgenommen. Die Abb. 5.11 zeigt die prozentuale Verteilung der Biotopbindungstypen bezogen auf die Artenzahl. Entsprechend den Probeflächen sind die überwiegende Anzahl der Carabiden den Waldarten zuzurechnen. Insgesamt haben 19 Arten ihr Schwerpunkt-vorkommen in Waldstrukturen, vier der Arten können als stenotop eingestuft werden. Von den restlichen neun Arten können sieben Laufkäfer als Feldarten und einer als Ubiquist charakterisiert werden. Bei *Pterostichus strenuus* hängt das Vorkommen vor allem mit dem Feuchtigkeitsregime eines Biotops zusammen (RATHS & RIECKEN 1999), weshalb er unter Andere aufgeführt wird.

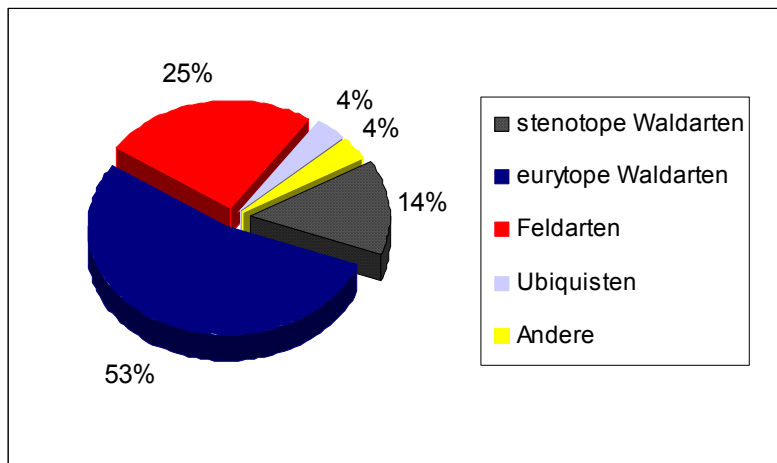


Abb. 5.11: Verteilung der Biotoppräferenzen im Untersuchungsgebiet

Einen Überblick über die Verteilung der Biotoppräferenzen auf Artniveau und Individuenniveau der einzelnen Probeflächen geben die Abb. 5.12 u. 5.13. Erwartungsgemäß dominieren in allen Beständen die Waldarten deutlich. Sie erreichen immer Dominanzen von über 80%, im Fichtenwald sogar von 100%. Im Fichten-Buchenwald treten zwar schon vier Arten hinzu, die als Feldarten bzw. als Ubiquisten eingestuft werden können, allerdings konnten sie nur in wenigen Exemplaren erfasst werden und spielen mit einem Anteil von 1,8% bei der Aktivitätsdichte keine große Rolle. Dennoch scheint sich hier schon die verstärkt erfolgte Durchforstung und der Windwurf bemerkbar zu machen. Im Buchenwald und im Sukzessionswald setzt sich dieser Trend fort. Im Buchenwald kommen die fünf Nichtwaldarten mit einer Aktivitätsdominanz von 7,7% vor. Die lückige Struktur ermöglicht hier zumindest in Ansätzen das Eindringen und Etablieren von Ubiquisten und Feldarten. Bei der Untersuchung im Jahre 1997 auf der gleichen Fläche besaßen die Nichtwaldarten einen Anteil von 3% (STEINWEGER 1998). Im Sukzessionswald konnten immerhin sieben Arten nachgewiesen werden, deren

Präferenzen außerhalb von Gehölzen liegen. Sie erreichen auch immerhin 18,4% Dominanzanteil. Dies wird durch kleinere offenen Strukturen auf dieser Fläche ermöglicht. Zudem zeigt es, dass der Übergang zum geschlossenen Wald noch nicht abgeschlossen ist.

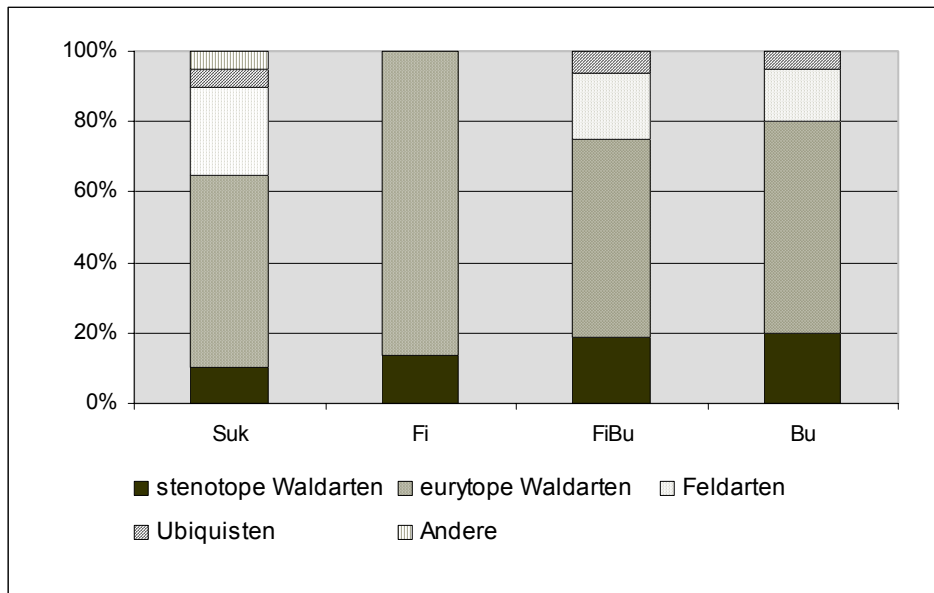


Abb. 5.12: Prozentuale Verteilung der Laufkäferarten auf die Biotoppräferenzen

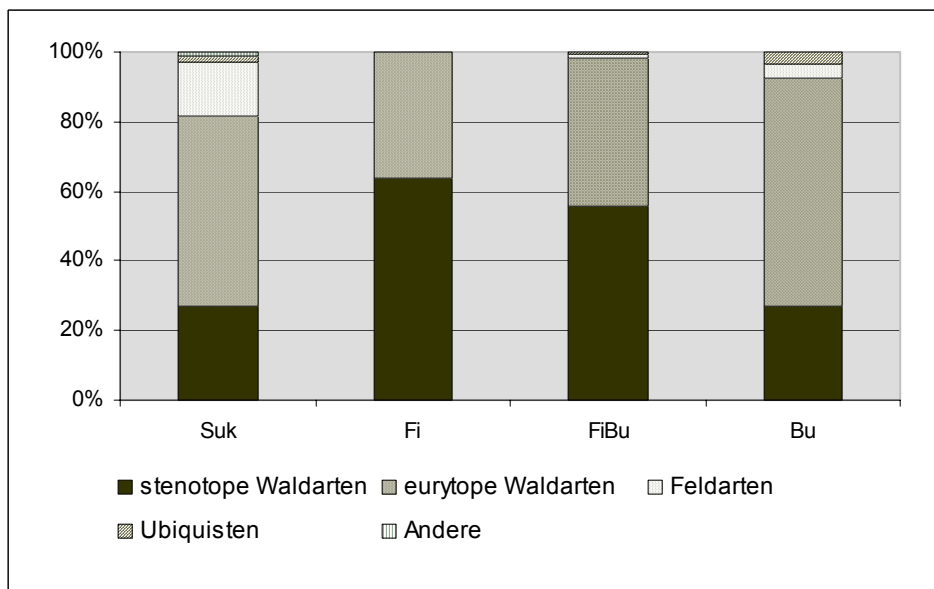


Abb. 5.13: Prozentuale Verteilung der Individuen auf die Biotoppräferenzen

Die meisten stenotopen Waldarten konnten im Buchenwald erfasst werden. Hier traten alle vier Arten: *Abax ovalis*, *Abax parallelus*, *Carabus problematicus* und *Pterostichus cristatus* auf. Im Fichtenwald mit Unterwuchs waren es drei Arten und auf den anderen

beiden Flächen nur noch zwei. Allerdings sieht die Situation bei den Dominanzwerten ganz anders aus. Fichten-Buchenwald mit 55,5% und Fichtenwald mit 63,8% liegen mit ihren Werten deutlich über den 27% des Buchenwaldes und des Sukzessionswaldes. Hier macht sich wieder der Einfluß von *Carabus problematicus* mit seinen hohen Dominanzen auf den beiden Fichtenflächen bemerkbar. Die Habitatbindung dieses Laufkäfers wird allerdings hinsichtlich seiner Stenökie auch unterschiedlich in der Literatur eingestuft (s.u.). Die anderen stenotopen Waldcarabiden erreichen auf diesen Flächen nur geringe Abundanzen. Allerdings gilt dies für *Abax ovalis*, *Abax parallelus* und *Pterostichus cristatus*, mit Ausnahme von *Abax ovalis* im Buchenwald, für alle Flächen.

Die häufigste Art im Untersuchungsgebiet *Carabus problematicus* (Abb. 5.14) wird von LINDROTH (1945) und MARGGI (1992) als stenöke Waldart beschrieben, MÜLLER-MOTZFELD (2001) stuft sie als colline Art mesophiler Wälder ein. Diese enge Bindung an geschlossene, mesophile Bestände kann auch von RATHS & RIECKEN (1999) bestätigt werden. Allerdings liegen auch Nachweise für trockenere Biotope (GILGENBERG 1986) oder Bruch- und Auenwälder (MARGGI 1992) vor. Von BLUMENTHAL (1981) wird sie dagegen als euryöke Art mit breiter ökologischer Valenz bezeichnet. In den vier Waldbeständen tritt sie überall mit hohen Dominanzen flächendeckend auf. Vor allem im Fichtenwald und im Fichten-Buchenwald wurde *Carabus problematicus* in sehr hohen Dominanzen nachgewiesen. Die geschlossenen Waldstrukturen scheinen diesem Laufkäfer im Vergleich zu dem aufgelockerten Erscheinungsbild der beiden anderen Wälder die optimalsten Bedingungen zu bieten, obwohl er auch im Buchenwald und im Sukzessionswald noch zahlreich anzutreffen ist. Hohe Abundanzen konnten auch MADER (1991) sowie RATHS & RIECKEN (1999) bei Walduntersuchungen im Rheinland und WENZEL (1994) im Bergischen Land feststellen, wobei die Werte deutlich unter denen der beiden fichtendominierten Wälder liegen.

Abax ovalis ist eine weitere stenotope Waldart, die in höheren Abundanzen im Untersuchungsgebiet vorkommt. Für sie gilt eine noch engere Bindung an Waldstrukturen als für *Carabus problematicus*. Vor allem in Laubwäldern konnte diese Art häufig nachgewiesen werden (LAUTERBACH 1964, SPÄH 1980, MARTIUS 1986), während sie in Waldrandbereichen und Gebüsch kaum anzutreffen ist. Bei Untersuchungen im Mittelsieg-Bergland wurde sie z.T. in hohen Aktivitätsdichten in verschiedenen strukturierten Buchenwäldern des Mittelgebirges gefunden (STEINWEGER 1998). ASSMANN (1994) beschreibt das Vorkommen dieses Laufkäfers in Norddeutschland hauptsächlich in ursprünglichen Wäldern. In wesentlich niedrigeren Abundanzen konnte diese Art bislang in Fichtenforsten nachgewiesen werden (ENGEL 2000). Entsprechend diesen

Literaturangaben wurden die höchsten Aktivitätsdominanzen im Buchenwald gemessen. Aber auch in den beiden Fichtenwäldern konnte sie mit einigen Individuen erfasst werden, sie scheint aber auf Nadelstreu und Moosauflage nicht die optimalsten Lebensbedingungen zu finden. Im Sukzessionswald wurde *Abax ovalis* nicht erfasst.

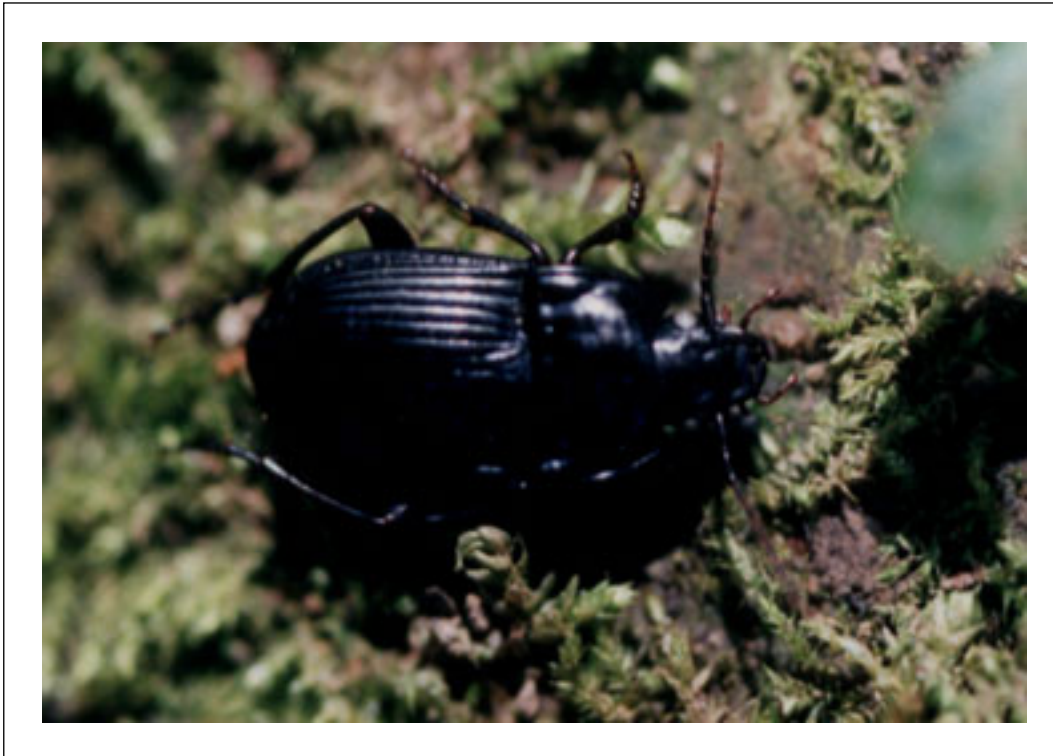


Abb. 5.14: *Abax ovalis*

Eine im gesamten Untersuchungsgebiet dominierende Art ist *Abax parallelepipedus*. Sie wird als eurytope Waldart eingestuft (u.a. KNIE 1975, LIENEMANN 1982, GRUSCHWITZ 1983) und zeichnet sich durch große Besiedlungsdichte und hohe Konkurrenzkraft aus. Ein Schwerpunkt ihres Vorkommens liegt in mesophilen Laubwäldern (THIELE 1956, RABELER 1962). In Buchenwaldgesellschaften wurde sie in verschiedenen Untersuchungen mit Dominanzwerten von über 50% gemessen (REIS 1975, MARTIUS 1986, STEINWEGER 1998). *Abax parallelepipedus* wird allerdings auch in Feuchtwäldern, bodensauren Mischwäldern, Nadelwäldern und ähnlichen Biotoptypen zahlreich gefangen (THIELE 1964, LAUTERBACH 1964, LEHMANN 1965, GRUSCHWITZ 1983, BARNDT et al. 1991, ENGEL 2000). Nach LÖSER (1972) stellt sie in allen Wäldern des Bergischen Landes die häufigste Carabidenart dar. In der vorliegenden Arbeit konnte *Abax parallelepipedus* ebenfalls auf allen Waldflächen mit hohen Aktivitätsdichten erfasst werden. Im Buchenwald stellte sie die häufigste Carabidenart, aber auch in den Fichtenforsten und in dem Sukzessionswald nahm sie eine dominierende Stellung ein.



Abb. 5.15: *Abax parallelepipedus*

Carabus coriaceus, die größte heimische Laufkäferart, wurde auf den verschiedenen Flächen nur in geringeren Zahlen aufgenommen. Im Fichten-Buchenwald konnte die Art nicht nachgewiesen werden, während sie im Fichtenwald und im Sukzessionswald zumindest mit einzelnen Exemplaren erfasst werden konnte. Ihr ökologischer Typ wird in der Literatur unterschiedlich gesehen, z.T. als eurytope Waldart (GRIES et al. 1973, GRUSCHWITZ 1992, RATHS & RIECKEN 1999), z.T. auch als stenotope Waldart (KNIE 1975). BLUMENTHAL (1981) bezeichnet sie ebenfalls als Art mit unterschiedlichen Habitatpräferenzen, die sowohl in Buchen- als auch in Fichtenwäldern vorkommen kann (LAUTERBACH 1964, SPÄH 1980). RIECKEN & RATHS (1996) beschreiben ein bevorzugtes Auftreten von *Coriaceus coriaceus* in Gehölz-Offenland-Ökotonen.

In allen vier Waldbeständen wurde *Pterostichus niger* (Abb. 5.15) gleichmäßig häufig gefangen. Bei diesem Laufkäfer, dessen Biologie von WITZKE (1976) untersucht wurde, handelt es sich um eine relativ euryöke Art, die jedoch ein gewisses Maß an Beschattung und Feuchtigkeit benötigt. MARGGI (1992) beschreibt sie ebenfalls als feuchtigkeitsliebende Waldart, wobei ihre Schattenansprüche auch durch hohe Wiesen- oder Staudenvegetation erfüllt werden kann (LINDROTH 1945).

Die höchsten Dominanzwerte im Untersuchungsgebiet erreicht *Pterostichus niger* mit 22,8% auf der Sukzessionswaldfläche. Bei TRAUTNER & RIETZE (2001) trat der Carabide

ebenfalls bei Erhebungen auf einer Waldbrandfläche erstmals ca. vier Jahre nach dem Ereignis mit dominanten Dichten auf und blieb auch in den folgenden vier Jahren mit Dominanzen um 20% einer der häufigsten Laufkäfer. In etwas höherer Vegetation bis hin zu Vorwaldstadien scheint *Pterostichus niger* optimale Bedingungen zu finden. Erst mit dem weiteren Sukzessionsverlauf dürften dann andere Waldarten wie *Abax parallelepipedus* oder *Carabus problematicus* ihn dauerhaft als dominierende Art ablösen. Da die Aktivitätsdichten dieser beiden Laufkäfer auf der Sukzessionsfläche ähnlich hoch sind, könnte dies schon in den nächsten zwei bis drei Jahren der Fall sein. Von LINDROTH (1945) wird auch eine Vergesellschaftung mit *Pterostichus oblongopunctatus* genannt, was RATHS & RIECKEN (1999) in dieser Form nicht bestätigen konnten. Auf den Probeflächen dieser Arbeit kommen beide Arten immer gemeinsam vor und die Dominanzunterschiede sind mit Ausnahme des Sukzessionswaldes auch gering, allerdings ist es schwierig, bei der eher niedrigen Varietät der Flächen eine Vergesellschaftung zu belegen.

Nur im Buchenwald und im Sukzessionswald konnte *Trechus obtusus* gefangen werden. Er gilt als eurytope Waldart, die von RATHS & RIECKEN (1999) vor allem in gehölzgeprägten Feuchtbiotopen u.a. auch in einem Birkenvorwald, aber kaum in geschlossenen Wäldern gefunden wurde. HÖLLING (2000) konnte die Art im Sauerland in Buchenwäldern mit Unterwuchs nachweisen, in einem Buchenwald ohne Unterwuchs dagegen nicht.

Im Gegenteil dazu wurde *Notiophilus biguttatus*, ebenfalls eine eurytope Waldart, im Untersuchungsgebiet im Fichtenwald mit den höchsten Aktivitätsdichten erfasst und auf der Sukzessionsfläche gar nicht. Bei RATHS & RIECKEN (1999) trat sie ähnlich wie *Trechus obtusus* kaum in geschlossenen Wäldern, sondern verstärkt in Erlengaleriewäldern auf. Nach BORTMANN (1995) meidet *Notiophilus biguttatus* Flächen mit Vegetation. Ein solches Verhalten passt zur Nahrungsökologie des Laufkäfers als Collembolen-Jäger auf Laubstreu. Dies stimmt mit den Ergebnissen auf den Untersuchungsflächen weitgehend überein. Die Art wurde mit wenigen Ausnahmen nur in Arealen ohne ausgebildete Kraut-Strauchschicht und entsprechende Streuauflage gefangen. Das Fehlen von Bodenvegetation (ohne Berücksichtigung von Moos) korreliert in einem mittleren Zusammenhang von 0,552 mit dem Auftreten von diesem euryöken Waldlaufkäfer.

Der offenere Charakter des Buchenwaldes und vor allem des Vorwaldes werden durch das Auftreten von *Bembidion lampros* im Buchenwald und das zahlreiche Vorkommen von *Amara aenea* auf der Sukzessionsfläche dokumentiert. *Bembidion lampros* gilt als

eurytope Offenlandart, die verbreitet auf Äckern und Grünland zu finden ist (SPÄH 1980, TOPP 1982, GRUSCHWITZ 1983, GILGENBERG 1986). Sie wurde aber auch schon mit nennenswerten Aktivitätsdichten in Fichtenbeständen und Kahlschlägen nachgewiesen (LAUTERBACH 1964, KNIE 1975, GRUSCHWITZ 1983). Auf Sukzessionsflächen fanden sie TRAUTNER & RIETZE (2001) in den ersten Jahren häufig, mit zunehmender Entwicklung zum Vorwald aber nur noch in geringen Dominanzen. Auch *Amara aenea* gilt als euryöke Offenlandart, die vor allem auf Äckern, Weiden oder Wiesen zu finden ist (RATHS & RIECKEN 1999, DEUTSCHLE 2000). Mit wenigen Individuen konnte HUGENSCHÜTT (1996) die Art auch in offenen Uferzonen nachweisen.

5.1.3.3 Jahresdynamik

Eine Übersicht der Zuordnung aller Carabiden ist der Tab. 5.14 zu entnehmen. Beispielhaft werden die Fortpflanzungstypen dreier Arten anhand des Datenmaterials der Untersuchung in den Abb. 5.16, 5.17 und 5.18 vorgestellt. Die Frühjahrsbrüter unter den Laufkäfern traten im Gebiet nur in geringen Abundanzen auf, so dass auf eine Graphik dieses Typs verzichtet wurde.

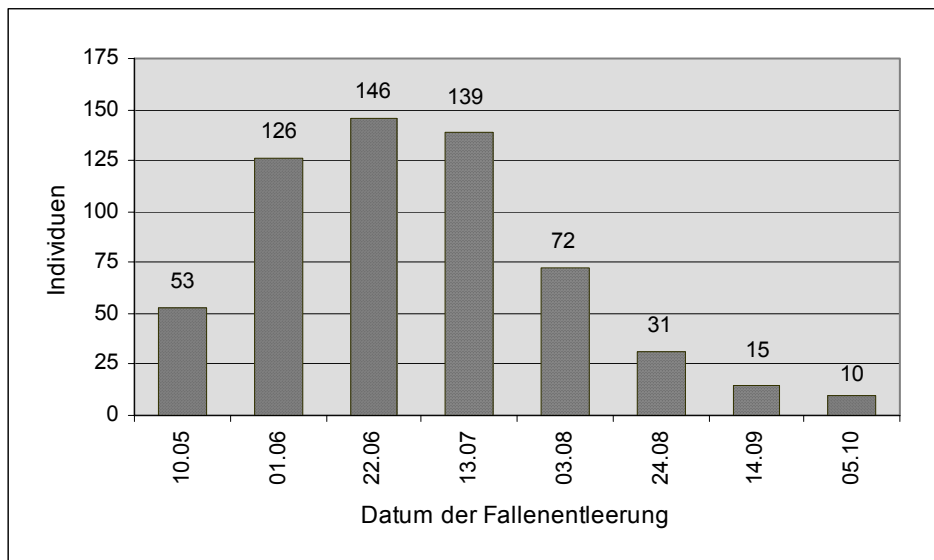


Abb. 5.16: Jahresdynamik (2000/2001) von *Abax parallelepipedus* (i) (Angaben in Indiv. pro Fallenentleerung)

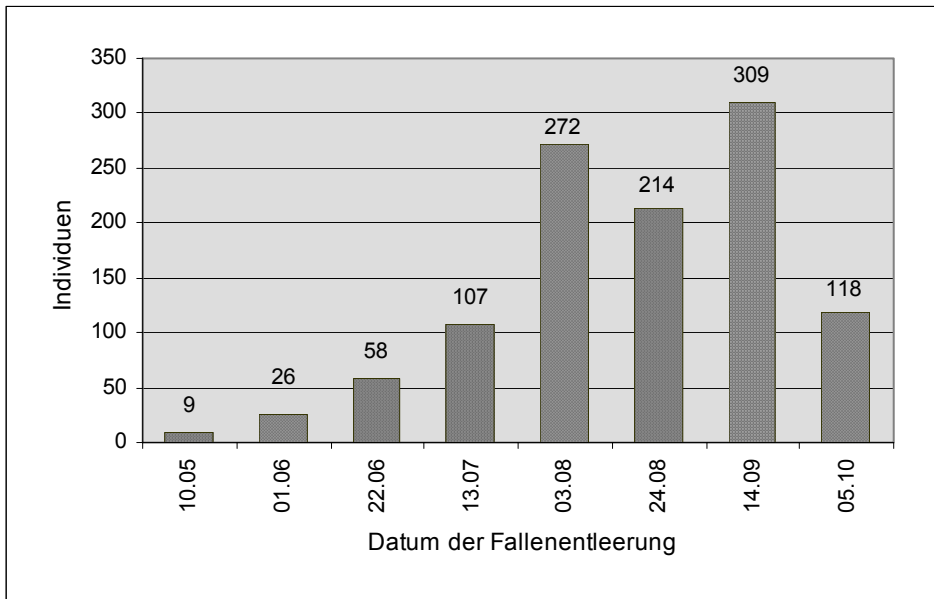


Abb. 5.17: Jahresdynamik (2000/2001) von *Carabus problematicus* (HB) (Angaben in Indiv. pro Fallenentleerung)

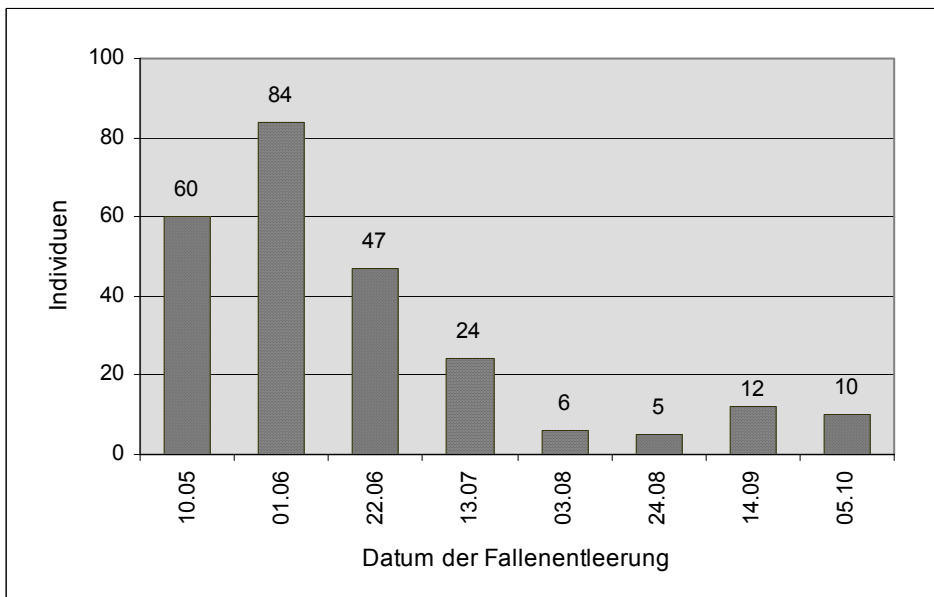


Abb. 5.18: Jahresdynamik (2000/2001) von *Pterostichus oblongopunctatus* (FB+) (Angaben in Indiv. pro Monate)

Das jahreszeitliche Verteilungsbild von *Abax parallelepipedus* mit seinem instabilen Fortpflanzungszyklus wird intensiv von den klimatischen Bedingungen des Standortes beeinflusst (LAUTERBACH 1964, LÖSER 1970, 1972, THIELE 1971). In wärmeren Gebieten kommt es zu einer Vorverlegung der Fortpflanzungsphase ins Frühjahr. Dies führt zu einer Jahresrhythmik mit zwei Aktivitätsmaxima. Mittelgebirgspopulationen in etwas kühlerer Umgebung weisen dagegen nur ein Aktivitätsmaximum auf. In den vorliegenden Untersuchungsergebnissen für das Gesamtgebiet wird eine klare eingipflige

Aktivitätsverteilung belegt. Sie stimmt hierin mit Befunden von LAUTERBACH (1964) und GRUSCHWITZ (1983) in Buchen- bzw. Eichen-Buchenwäldern überein.

Zwischen dem jahreszeitlichen Auftreten der Larvalstadien und der Habitatbindung der Arten besteht nach THIELE (1962, 1969) eine enge Korrelation. In Habitaten mit hoher Bodenfeuchtigkeit oder mit Überflutungsgefahr dominieren Frühjahrsfortpflanzer signifikant gegenüber Herbstfortpflanzern. Diese treten dagegen verstärkt in klimatisch ausgeglicheneren Standorten auf (THIELE 1964). Entsprechend verschiebt sich in Waldökosystemen oder Bereichen mit trockeneren Böden das Verhältnis zugunsten der Herbstbrüter (THIELE & WEISS 1976, POSPISCHIL 1981). Dies konnte auch GRUSCHWITZ (1979) nachweisen, mit einer Relation von 3:1 zwischen FB und HB an den feuchtesten Auestandorten und von 1:1 in den trockeneren Bereichen. Hier muss allerdings berücksichtigt werden, dass 75% der mitteleuropäischen Laufkäferfauna zu den Frühjahrsbrütern zu rechnen sind (TIETZE 1974).

In der vorliegenden Untersuchung konnten im Fichtenwald keine reinen Frühjahrsbrüter, auf den restlichen drei Flächen jeweils drei Arten nachgewiesen werden, die einen prozentualen Anteil von ca. 15% ausmachen (Abb. 5.19). Auf Individuenniveau spielen die Frühjahrsbrüter allerdings nur auf der Sukzessionswaldfläche eine Rolle. Hier erreichen sie einen Anteil von 14,2%, während im Buchenwald und Fichten-Buchenwald nur Dominanzen von 2% bzw. 1,1% festzustellen sind (Abb. 5.20).

Die meisten Arten können den Herbstbrütern zugerechnet werden. Sie dominieren auch in allen Beständen, am deutlichsten im Fichtenwald mit 75,2% und im Fichten-Buchenwald mit 68,9%. Im Sukzessionswald (56,3%) und im Buchenwald (48,7%) liegen die Werte niedriger, besitzen aber auch dort die klar höchsten Abundanzwerte. Im Buchenwald konnten die Frühjahrsbrüter mit Herbstbestand relativ stark mit einem Dominanzwert von 25,5% nachgewiesen werden. Hier machen sich vor allem die Dominanzen von *Pterostichus oblongopunctatus* und *Abax ovalis* bemerkbar. Sie konnten auf den anderen Flächen seltener gefangen werden, so dass die Werte für FB+ in diesen drei Beständen jeweils um 10% liegen. Als einzige Art im Untersuchungsgebiet kann *Abax parallelepipedus* einem indifferenten Fortpflanzungsmodus zugerechnet werden. Da dieser Laufkäfer auf jeder Fläche als dominante Art erfasst werden konnte, beträgt auch der Dominanzanteil indifferenter Arten im Buchenwald 23,5% und im Fichtenwald immerhin noch 13,4%.

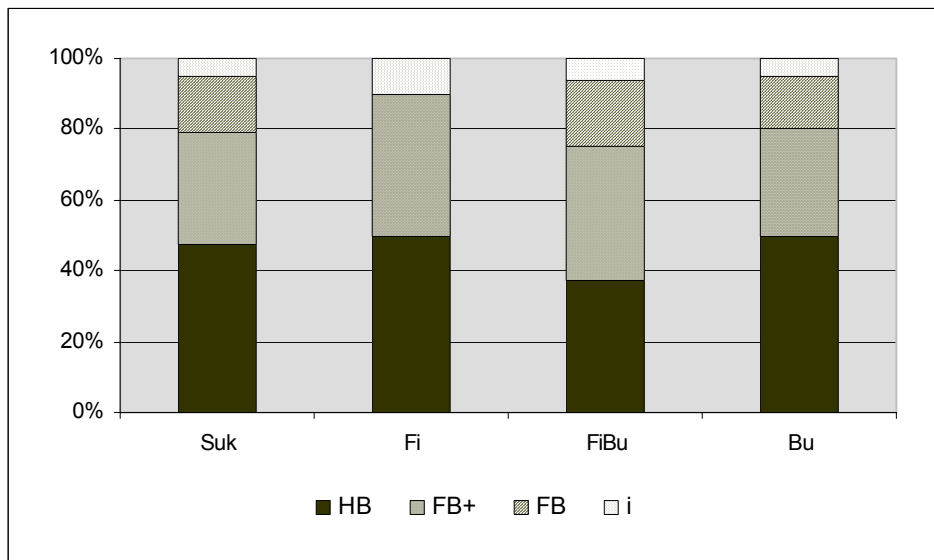


Abb. 5.19: Verteilung der Arten auf die Fortpflanzungstypen

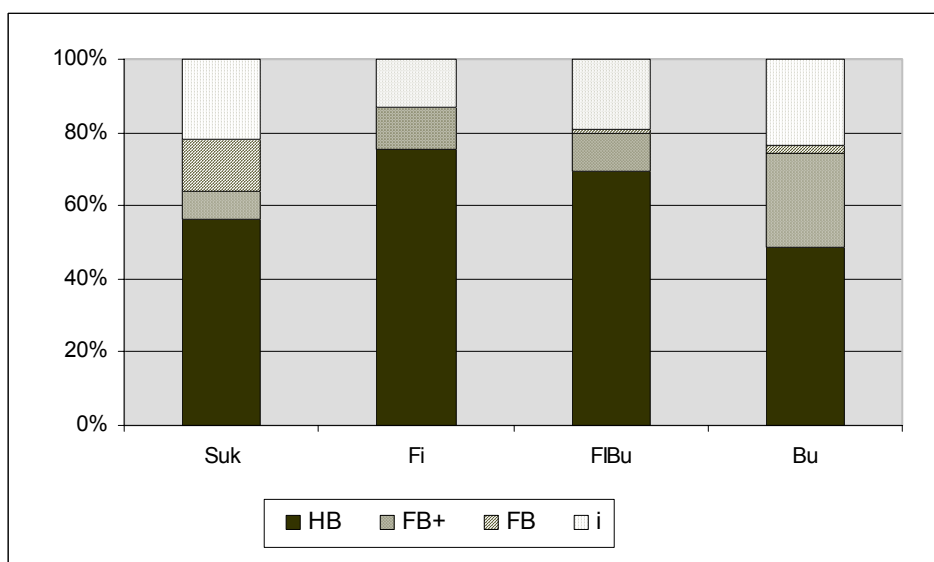


Abb. 5.20: Verteilung der Individuen auf die Fortpflanzungstypen

5.1.3.4 Flugdynamik

Der Anteil brachypterer, macropterer und dimorpher Arten kann in verschiedenen Habitaten in Abhängigkeit von deren Alter und ihrer ökologischen Stabilität stark voneinander abweichen. Temporäre Lebensräume und solche, die einem hohen Wechsel natürlicher und anthropogen bedingter Faktoren unterworfen sind wie Bachufer, Ackerflächen und Feuchtbrachen, weisen verstärkt macroptere Individuen auf (LEHMANN 1965). Ihre Mobilität ermöglicht ihnen eine weiträumige Ausbreitung, die Neubesiedlung kurzzeitig vorhandener Habitate und das schnelle Verlassen instabiler, dynamischer Biotope. Umgekehrt benötigen brachyptere Arten stabile Systeme, die selten von

einschneidenden Veränderungen betroffen sind. So fand NEUMANN (1971) in Naturwäldern Dominanzen von fast 100% bei den nicht flugfähigen Laufkäfern, wogegen junge Wälder noch einen erheblichen Anteil macropterer Arten aufweisen können.

Bei Betrachtung des Verhältnisses brachypterer zu macropterer Laufkäfer auf Artniveau fällt auf, dass auf allen Probeflächen mit Ausnahme des Fichtenwaldes die Relation in etwa ausgeglichen ist (Abb. 5.21). Hier konnten mit *Pterostichus oblongopunctatus* und *Trichotichnus nitens* nur zwei Carabiden erfasst werden, die flugfähig sind. Sie erreichen zusammen im Fichtenforst einen Dominanzanteil von 6,9% (Abb. 5.22). Im schon stärker durchforsteten Fichtenwald mit Verjüngung konnte ein Anteil von 11,2 % gemessen werden, bei 75,6% brachypterer Arten. Deutlich höher stellt sich der Wert flugfähiger Laufkäfer im Buchenwald und im Sukzessionswald dar, hier werden jeweils knapp über 23% erreicht. Dies bedeutet bei Werten von um die 50% der flugunfähigen Carabiden eine Relation von 1:2. Zudem ist das Verhältnis der flugfähigen zu den nicht flugfähigen Arten fast ausgeglichen. Die Verhältnisse der verschiedenen Flugdynamiktypen auf der Sukzessionswaldfläche stimmen mit den Ergebnissen von RATHS & RIECKEN (1999) in einem Birkenvorwaldstadium überein. Aufgrund des noch jungen Alters und der sich ändernden Vegetationsstruktur war hier noch ein erheblicher Anteil flugfähiger Arten zu erwarten. Im Buchenwald liegen die Werte über denen anderer Untersuchungen in Buchenwaldökosystemen (MARTIUS 1986) und auch über den Werten derselben Fläche drei Jahre zuvor (STEINWEGER 1998). Hier scheint sich die intensivere Bewirtschaftung und die damit verbundene Öffnung der geschlossenen Waldstruktur bemerkbar zu machen, abgeschwächt gilt dies auch für den Fichten-Buchenwald. Im Fichtenwald haben dagegen die forstlichen Eingriffe noch nicht zu einer solchen Veränderung geführt, dass auch flugfähige Arten im nennenswerten Umfang die Fläche besiedelt haben.

Von den drei dimorphen Arten *Pterostichus niger*, *Notiophilus biguttatus* und *Agonum fuliginosum* spielt für die prozentualen Anteile an den Flugdynamiktypen in erster Linie *Pterostichus niger* eine Rolle. Entsprechend seinen hohen Aktivitätsdominanzen auf der Sukzessionswaldfläche und auf der Buchenwaldfläche liegt der prozentuale Wert der dimorphen Typen in diesen Beständen mit rund 20% relativ hoch.

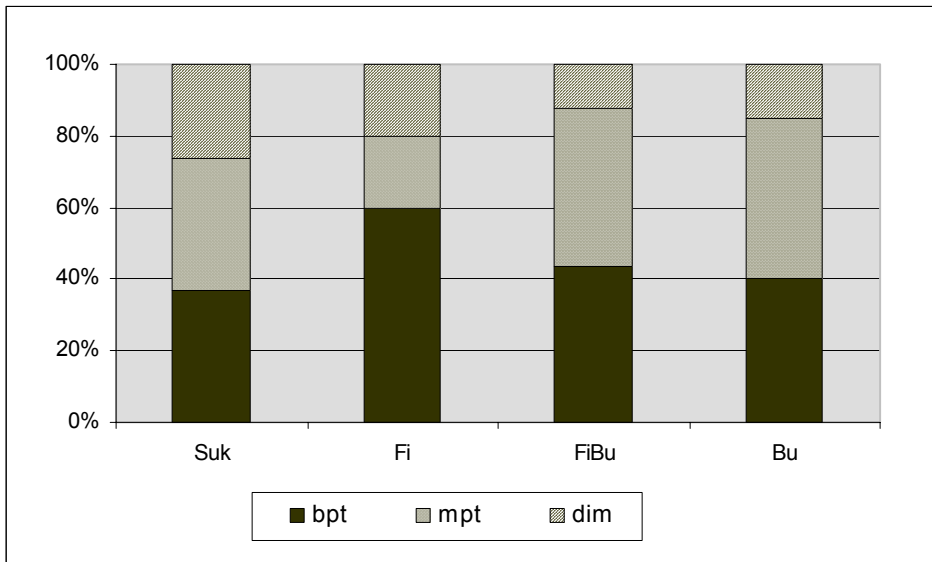


Abb. 5.21: Verteilung der Arten auf die Flugdynamiktypen

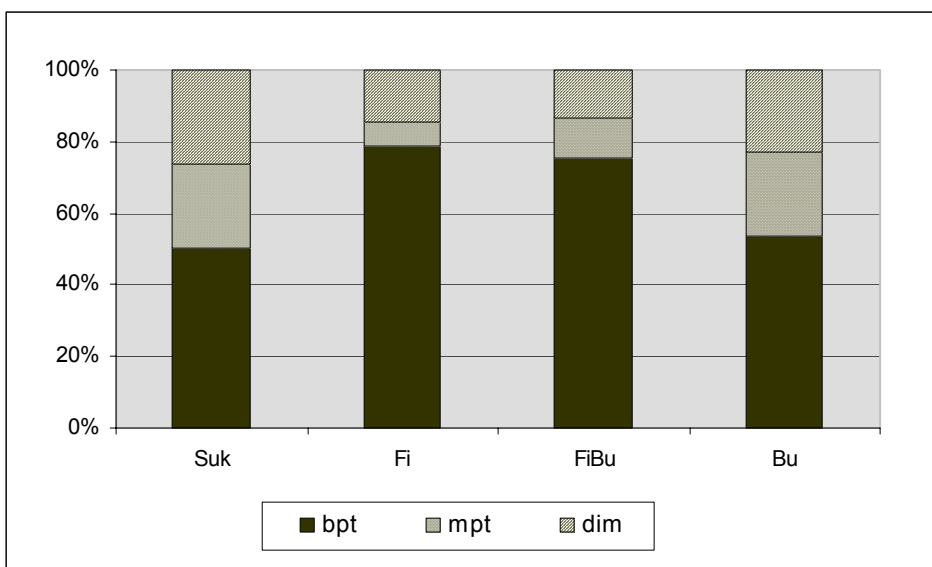


Abb. 5.22: Verteilung der Individuen auf die Flugdynamiktypen

5.1.3.5 Körpergröße

Verschiedene Autoren (HEYDEMANN 1964, LAUTERBACH 1964, GEILER & BELLMANN 1974) wiesen in ihren Untersuchungen Zusammenhänge zwischen der durchschnittlichen Körpergröße und den Habitatbedingungen nach. In Höhenlagen, auf offenen Untersuchungsflächen oder in sehr dynamischen Lebensräumen nimmt die Zahl an kleinen Arten zu. Umgekehrt treten in relativ stabilen Systemen wie z.B. Naturwäldern vor allem große Laufkäfer auf.

Im Untersuchungsgebiet konnten die meisten Arten der Größenklasse 3 zugeordnet werden. Dies gilt gleichfalls für die Vorwaldfläche und den Fichten-Buchenwald, während im Buchenwald die Größenklasse 4 und im Fichtenwald die Größenklassen 4 und 5 am häufigsten vertreten waren (Abb. 5.23). Bei Betrachtung der Situation an den Probestandorten bezogen auf die Individuenzahl korrigieren sich die Größenklassen etwas nach oben (Abb. 5.24). Genau wie bei den anderen autökologischen Indizes geben Sukzessions- und Buchenfläche wieder ein ähnliches Bild ab. In beiden Beständen dominiert die Größenklasse 4 mit Werten von 46,2% (Suk) und 51,9% (Bu). Die Größenklassen 3 und 5 sind mit jeweils etwas über 20% relativ gleichmäßig verteilt. In den anderen Wäldern setzt sich die Laufkäferzönose in erster Linie aus Arten der Klasse 5 zusammen. Sie erreichen im Fichtenbestand einen Abundanzanteil von 63,6% und im Fichten-Buchenbestand einen Anteil von 54,1%. Arten der Größenklasse 3 und kleiner spielen im ersteren mit rund 11% kaum mehr eine Rolle, während im Fichtenwald mit Buchenverjüngung diese Größenklasse noch mit immerhin 24,3% vertreten sind. Die unterschiedliche Verteilung der Größenklassen auf den vier Untersuchungsflächen verdeutlicht noch einmal die Abb. 5.25, in der die durchschnittliche Größenklasse bezogen auf die Aktivitätsdominanz angegeben ist. Hier liegt der Fichtenwald mit 4,50 vor dem Fichten-Buchenwald mit 4,29 und den anderen beiden Standorten, die jeweils einen Durchschnitt von knapp unter der Größenklasse 4 besitzen.

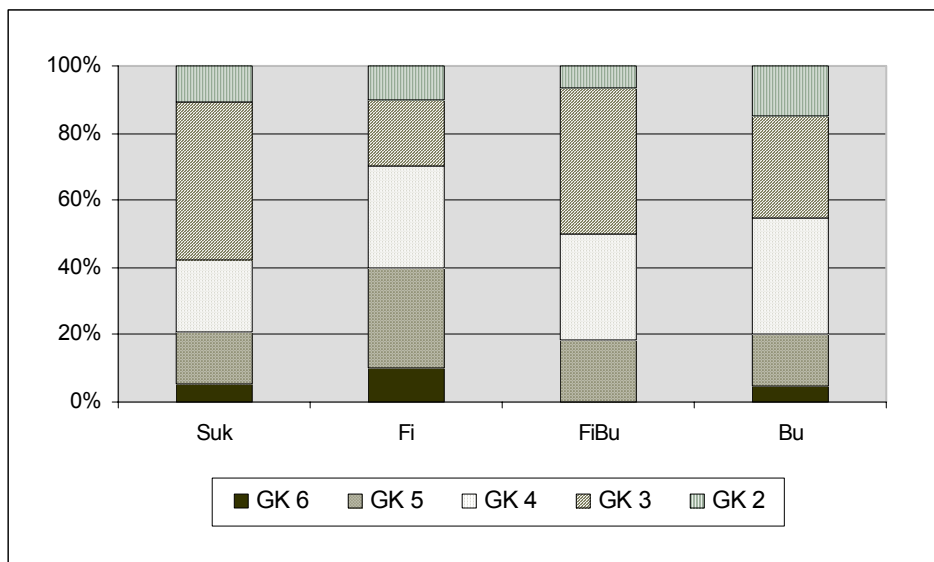


Abb. 5.23: Verteilung der Arten auf die Größenklassen (GK)

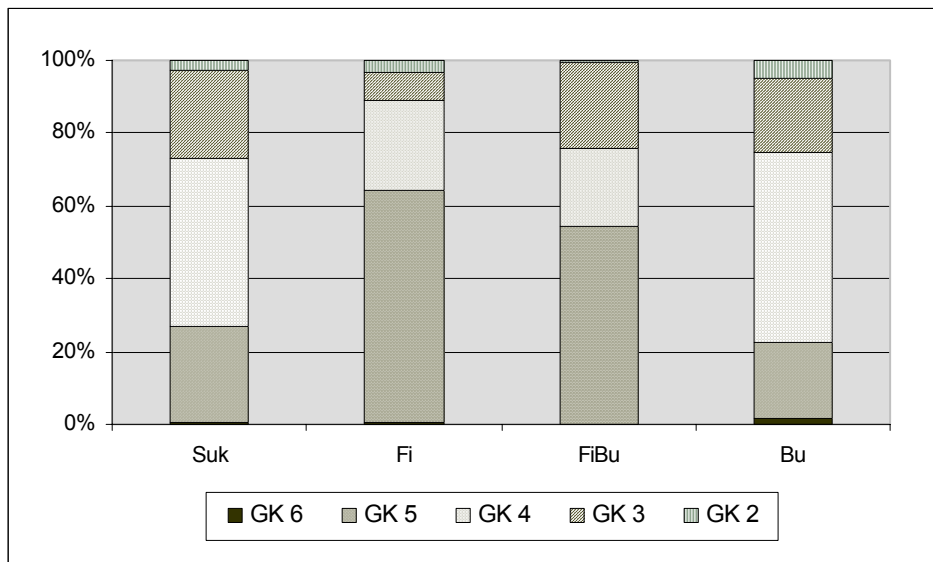


Abb. 5.24: Verteilung der Individuen auf die Größenklassen (GK)

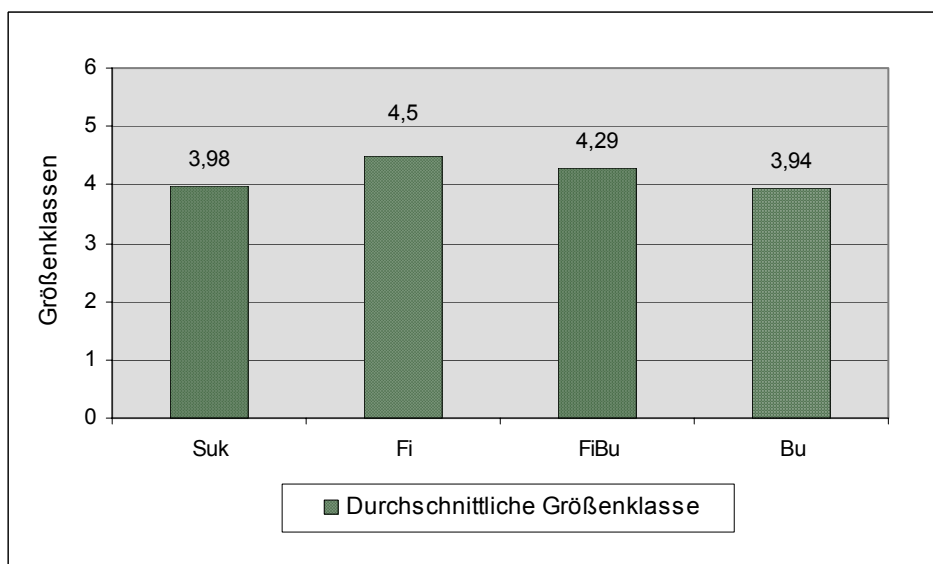


Abb. 5.25: Die durchschnittliche Größenklasse der erfassten Individuen der vier Untersuchungsflächen

5.1.4 Gefährdete Arten

Die Einstufungskriterien der Roten Liste orientieren sich an der Bestandssituation und vor allem an der Bestandsentwicklung der Arten. Letztlich spiegeln sie auch den jeweiligen Kenntnisstand wider, der von Tiergruppe zu Tiergruppe sehr unterschiedlich sein kann. Gerade bei den Wirbellosen sind häufig ein geographisch gestreuter Forschungsstand und geringe Kenntnisse der Populationsdynamik und der Ökologie vorhanden (BLAB & NOWAK 1983). Für die Auswertung wurden die Roten Listen der Sandlaufkäfer und der Laufkäfer für die BRD (TRAUTNER et al. 1997), für Rheinland-Pfalz (SCHÜLE et al. 1997)

und wegen der räumlichen Nähe auch die Rote Liste für Nordrhein-Westfalen (SCHÜLE & TERLUTTER 1998) herangezogen (Tab. 5.15).

Im Untersuchungsgebiet konnte mit *Leistus spinibarbis* nur eine Art festgestellt werden, die in den Roten Listen von Rheinland-Pfalz und Nordrhein-Westfalen als gefährdet eingestuft wird. Mit *Agonum fuliginosum* konnte eine weiterer Carabidae nachgewiesen werden, die in Rheinland-Pfalz in der Vorwarnstufe geführt wird. Beide konnten nur mit einem Exemplar auf der Sukzessionswaldfläche erfasst werden, so dass nicht von einem stabilen Vorkommen ausgegangen werden kann. *Agonum fuliginosum* gilt als eurytope Feuchtwaldart, die vor allem in feuchten Wäldern (KOTH 1974, GRUSCHWITZ 1983, BARNDT et al. 1991), aber auch schon in Fichtenwäldern (LAUTERBACH 1964) oder in feuchten Offenlandstrukturen (WASNER 1974, BARNDT et al. 1991) nachgewiesen wurde. WACHMANN et al. (1995) beschreiben *Leistus spinibarbis* als eurytopen, thermophilen Laufkäfer der in offenen Bereichen vorkommt, aber auch in lichten Wäldern zu finden ist.

Tab. 5.15: Die Rote-Liste-Arten mit Angabe zur Gefährdungskategorie (Literatur s.o.). Zur Definition der Gefährdungskriterien vergleiche die zitierten Roten Listen.
Legende: 3 = gefährdet, V = Arten der Vorwarnliste, V* = Arten der Vorwarnliste mit sehr unterschiedlicher Gefährdungssituation in der BRD

Art	RL BRD	RL RH-Pfalz/Saar.	RL NRW
<i>Agonum fuliginosum</i> (Panz. 1809)		V	
<i>Leistus spinibarbis</i> (Fröh) 1775	V*	3	V

5.1.5 Laufkäferfauna der Einzelflächen

5.1.5.1 Sukzessionswald

Die Artenzahl der Einzelfallen auf dieser Probestfläche bewegen sich mit Ausnahme der Falle 4 zwischen fünf und acht Arten und einer Aktivitätsdichte von 24 bis 58 Individuen (Tab. 5.16, Abb. 5.26). Die Verteilung ist also insgesamt relativ ausgeglichen. Gemessen an der Gesamtartenzahl der Fläche von 20 (Tab. 5.2), deutet allerdings die durchschnittliche Carabidenzahl von sieben Arten pro Falle (Tab. 5.3) auf eine geringe Übereinstimmung der Einzelfallen und damit auf eine größere Heterogenität der Fläche. Die Falle 4 weicht von den restlichen Einzelfallen hinsichtlich der Arten- und Individuenzahl mit 13 Carabiden und einer Aktivitätsdichte von 98 Tieren deutlich ab. Sie liegt in einem etwa 2-3 m breiten Grasstreifen, in dem Jungwuchs von Bäumen nur vereinzelt auftritt (vgl. auch Kap. 3.2). Entsprechend ist der Beschattungsgrad durch die Vegetation gering.

Höhere Artendichten sind häufig die Folge von Randeffekten im Bereich von Grenzlinien, da hier Arten aus den verschiedenen Lebensraumtypen vorkommen können. So führen z.B. Hecken, Brachen oder Blühstreifen auf angrenzenden Wiesen zu erhöhten Artendichten im Randbereich (u.a. THIELE 1964, MADER & MÜHLENBERG 1981, GLÜCK & KREISEL 1986, KUBACH & ZEBITZ 1996, PFIFFNER & LUKA 1996, SPIES 1997). Auch an Waldrändern können Diversitätserhöhungen nachgewiesen werden (FLÜCKIGER 1999). Ein solcher Randeffekt scheint hier auch bei einer sehr kleinräumigen Verzahnung verschiedener Sukzessionsausprägungen von Bedeutung zu sein.

Mit 36,7% erreichen in der Falle 4 neben den Fallen 9 und 12 die Nicht- Waldarten (Tab. 5.16) den höchsten Anteil im Vergleich zu den anderen Fallen. Die Fallen 9 und 12 besitzen nach der Falle 4 die geringste Baumüberdeckung, so dass sich auch hier unmittelbar die Vegetationsstruktur bemerkbar macht. Mit hohen Abundanzen tritt vor allem die euryöke Offenlandart *Amara aenea* in den Fallen 4 und 9 auf. Bei dem Gros der erfassten Laufkäfer der drei Fallen handelt es sich aber ebenfalls um Waldcarabiden. Zusammen mit den sehr hohen Anteilen von Waldarten in den restlichen Fallen verdeutlicht dies den grundsätzlichen Waldcharakter dieser Probestfläche. Die geringste Artenzahl konnte in der Falle 8 unter Altlichten mit typischer Nadelstreuaufgabe und schwach ausgeprägter Moosschicht festgestellt werden. In diesem ca. 25 m² Areal ist ähnlich wie in den Nadelwäldern *Carabus problematicus* die bestimmende Carabidenart und erreicht hier auch die höchste Aktivitätsdichte aller Fallen des Sukzessionswaldes (vgl. Anhang).

Tab. 5.16: Aktivitätsdichte und Artenzahl der Einzelfallen der Sukzessionsfläche

Fallen	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Aktivitätsdichte	36	42	26	98	54	35	33	38	58	53	25	24
Waldarten in %	80,6	92,9	100	63,3	94,4	82,9	84,8	97,4	58,6	94,3	100	66,7
Nicht-WA in %	19,4	7,1	0	36,7	5,6	17,1	15,2	2,6	41,4	5,7	0	33,3
Artenzahl	6	8	6	13	6	8	6	5	8	6	6	6

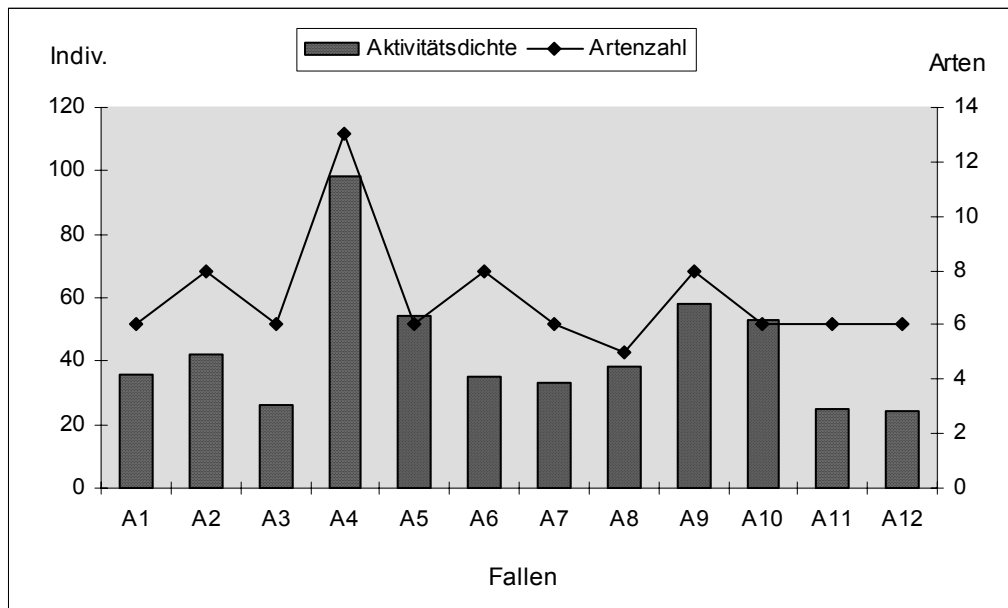


Abb. 5.26: Aktivitätsdichte und Artenzahl der Einzelfallen des Sukzessionswaldes

5.1.5.2 Fichtenwald

Im Fichtenwald besitzen die Einzelfallen ebenfalls eine relativ ausgeglichene Artausstattung (Tab. 5.17 und Abb. 5.27). Hier stimmen nicht nur die Laufkäferzahlen, sondern auch die vorkommenden Arten weitgehend überein. Die Artenzahlen bewegen sich zwischen acht in Falle 5 und fünf Carabiden in Falle 4 und 7. Wie in Kap. 5.1 dargestellt werden mit jeder Einzelfalle im Fichtenwald durchschnittlich 63% der vorkommenden Arten erfasst (Tab. 5.3). Dies spiegelt die ausgeprägte Homogenität des Waldes wieder. Einzig bei *Notiophilus biguttatus* kann auch im Fichtenwald eine kleinräumig unterschiedliche Verteilung der Art in Abhängigkeit von der Ausprägung der Kraut- bzw. Streuschicht festgestellt werden (vgl. Kap. 5.1.3.2).

Etwas größere Unterschiede gibt es bei der Aktivitätsdichte der Einzelfallen, die von 41 Individuen bis zu 107 Individuen reicht. Dies kann aber nicht mit bestimmten Strukturen in

Zusammenhang gebracht werden, also eher das Ergebnis einer normalen Streuung innerhalb der Fallen sein.

Tab. 5.17: Aktivitätsdichte und Artenzahl der Einzelfallen des Fichtenwaldes

Fallen	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Aktivitätsdichte	98	50	58	63	59	64	43	57	105	107	48	41
Waldarten in %	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
Nicht-WA in %	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Artenzahl	7	6	7	5	8	6	5	6	7	7	6	6

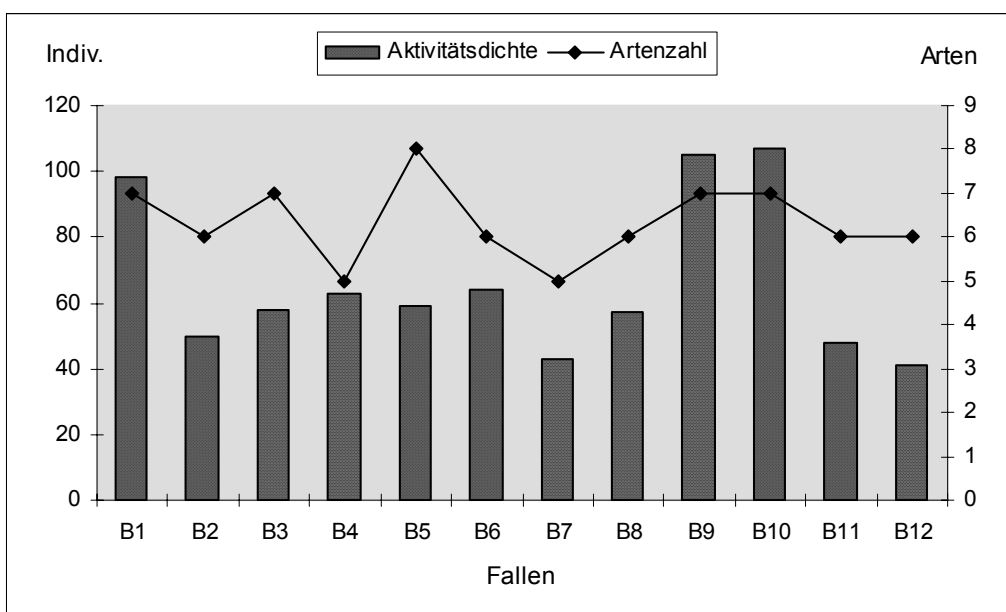


Abb. 5.27: Aktivitätsdichte und Artenzahl der Einzelfallen des Fichtenwaldes

5.1.5.3 Fichten-Buchenwald

Fichten-Buchenwald ohne Windwurf und Windwurf im Fichten-Buchenwald

Auf der Probefläche Fichten-Buchenwald wird zunächst der Bereich des unmittelbaren Waldes mit der Windwurffläche im Wald verglichen. Von den 16 Arten der Untersuchungsfläche konnten 15 Laufkäfer mit 623 Individuen im Waldbereich und 13 Carabiden mit 273 Individuen im Windwurf festgestellt werden. Mit *Poecilus versicolor*, *Molops piceus* und *Harpalus quadripunctatus* konnten drei Arten nur im Wald erfasst werden, während *Amara aenea* ausschließlich im Windwurf gefangen wurde. Alle vier Arten treten auf den beiden Teilflächen nur als Begleitarten mit wenigen Individuen auf (Tab. 5.18).

Tab. 5.18: Individuenzahlen der Arten, Dominanzwerte (DO in %), Dominanzklassen (DKL) des Fichten-Buchenwaldes ohne Windwurf (FiBuoW) und der Windwurffläche im Fichten-Buchenwald (FiBuWw)

Arten	FiBuoW			FiBuWw		
	Indiv	DO	DKL	Indiv	DO	DKL
<i>C. problematicus</i>	305	49,0	ed	112	41,0	ed
<i>A. parallelepidus</i>	111	17,8	d	61	22,3	d
<i>Pt. niger</i>	65	10,4	d	47	17,2	d
<i>C. violaceus</i>	51	8,2	sd	11	4,0	sd
<i>Pt. oblongopunctatus</i>	46	7,4	sd	11	4,0	sd
<i>Tr. nitens</i>	11	1,8	r	10	3,7	sd
<i>A. ovalis</i>	10	1,6	r	3	1,1	r
<i>N. biguttatus</i>	5	0,8	sr	2	0,7	sr
<i>P. versicolor</i>	4	0,6	sr			
<i>H. latus</i>	4	0,6	sr	1	0,4	sr
<i>C. nemoralis</i>	3	0,5	sr	3	1,1	r
<i>A. parallelus</i>	3	0,5	sr	2	0,7	sr
<i>M. piceus</i>	2	0,3	s			
<i>Tr. laevicollis</i>	2	0,3	s	4	1,5	r
<i>H. quadripunctatus</i>	1	0,2	s			
<i>Am. aenea</i>				6	2,2	r
Indiv. Gesamt	623			273		
Artenzahl	15			13		

Auch unter Berücksichtigung des unterschiedlichen Erfassungsaufwandes differieren die Artenzahlen der beiden Teilflächen nur wenig. Dies verdeutlicht die Hurlbert-Kurve, welche hier für den Bereich der identischen Individuenzahlen Erwartungswerte für die Artenzahlen angibt (Abb. 5.28). Beide Kurven zeigen einen sehr ähnlichen Verlauf, was in etwa für gleiche Evennesswerte spricht.

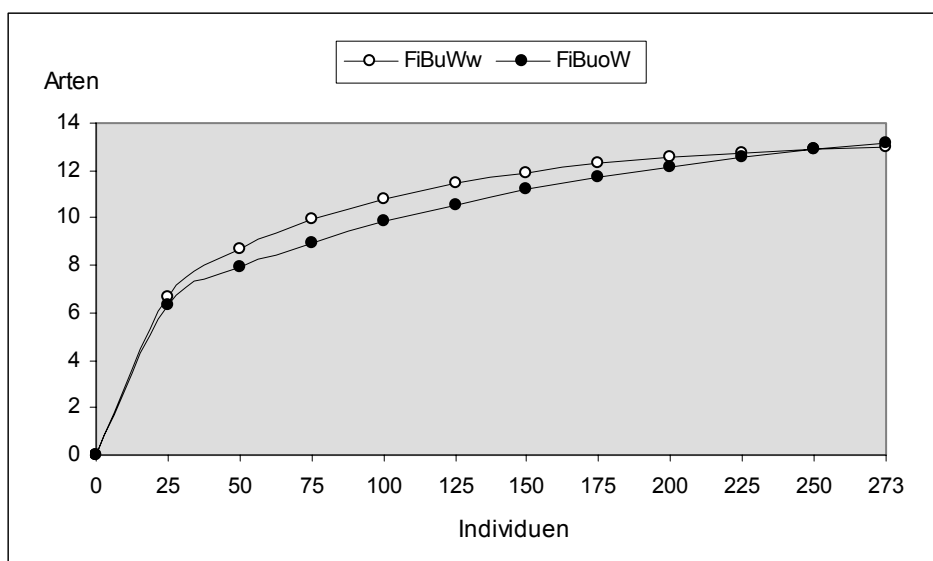


Abb. 5.28: Hurlbert-Kurve für den Fichten-Buchenwald ohne Windwurf (FiBuoW) und dem Windwurf (FiBuWw)

Bei einem normierten Individuenniveau von 250 Laufkäfern ergeben sich hinsichtlich der Artenzahlen nahezu identische Werte, mit 12,90 Arten für den Windwurf und 12,91 Arten für den Wald.

Bei der Dominanzverteilung dominiert auf beiden Teilflächen *Carabus problematicus* als eudominante Art mit Werten von 49% und 41% (Abb. 5.29, Abb. 5.30). Auch die dominanten Arten sind mit *Abax parallelepipedus* und *Pterostichus niger* identisch. Ihre Anteile an der Carabidenzönose liegen aber im Windwurf etwas höher. Dies gilt in erster Linie für *Pterostichus niger*, dessen Dominanz um 6,8% größer ist als im unmittelbaren Fichten-Buchenwald. Hier scheinen sich seine Habitatpräferenzen für Übergangsbereiche noch bemerkbar zu machen. Im Windwurf tritt als weitere subdominante Art *Trichotichnus nitens* auf, allerdings nur in geringfügig höheren Abundanzen als im restlichen Wald. Auch der Anteil der Begleitarten ist mit 7,2% im FiBuoW und mit 7,7% im FiBuWw nahezu gleich. Dementsprechend besitzen die beiden Dominanzstrukturkurven einen vergleichbaren Verlauf (Abb. 5.29, Abb. 5.30). Die FiBuoW-Kurve wird stärker von *Carabus problematicus* dominiert, so dass sie etwas steiler ausfällt. Nicht-Waldarten spielen auf beiden Teilflächen keine Rolle, ihr Anteil an der Zönose fällt mit 1,4% im FiBuoW und 2,6% im FiBuWw sehr gering aus.

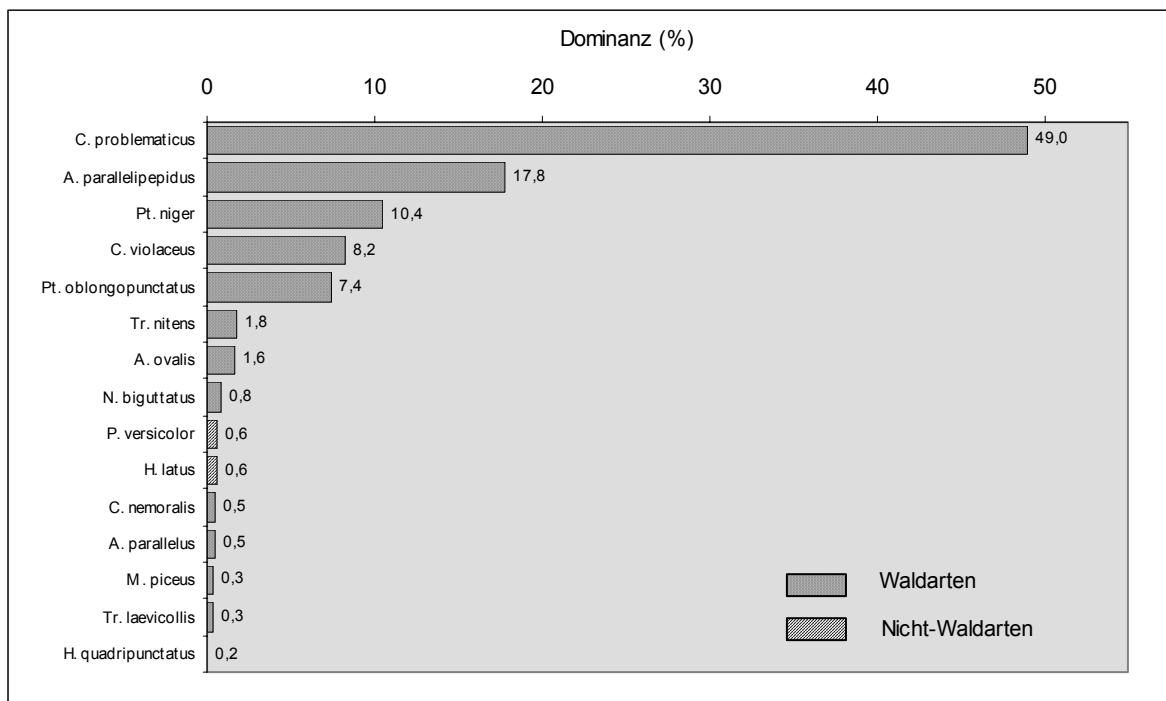


Abb. 5.29: Dominanzstrukturkurve des Fichten-Buchenwaldes ohne Windwurffläche mit Angabe der Zugehörigkeit zu Waldarten und Nicht-Waldarten

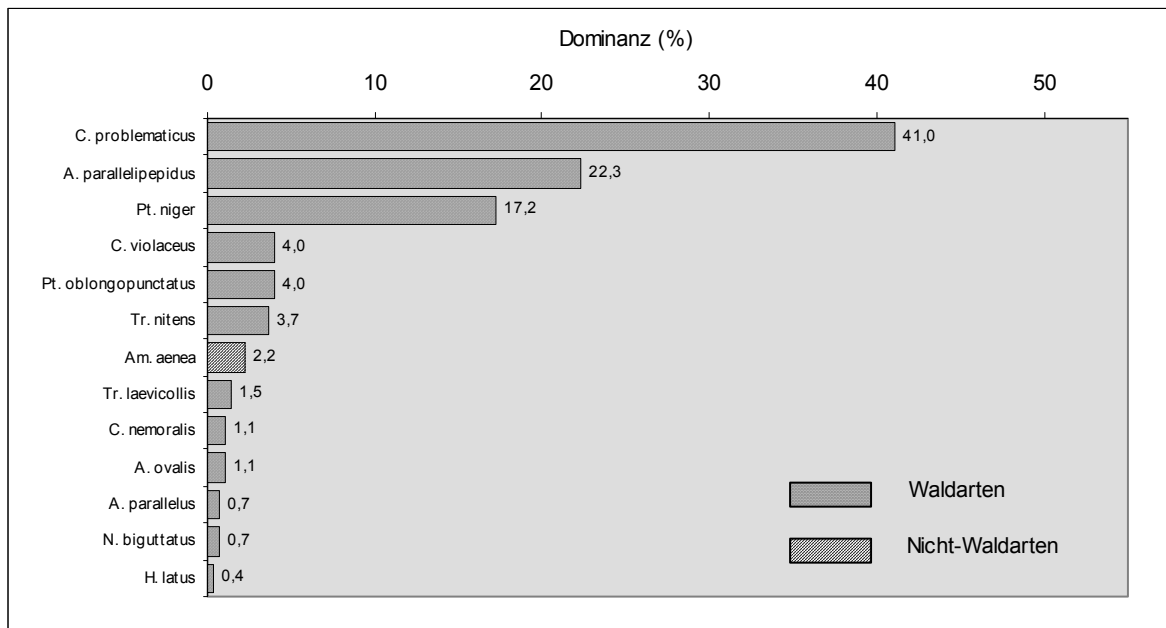


Abb. 5.30: Dominanzstrukturkurve des Windwurfes im Fichten-Buchenwald mit Angabe der Zugehörigkeit zu Waldarten und Nicht-Waldarten

Die Übereinstimmung der Laufkäferzönose der beiden Teilflächen verdeutlichen auch noch einmal die Indizes zur Dominanzidentität nach Renkonen und die Artenidentität nach Jaccard und Sørensen bzw. die Kombination beider Kennzahlen mit dem Wainstein-Index (Tab. 5.19). Die Artzusammensetzung der beiden Teilflächen gleicht sich nach dem Sørensen-Index zu 85,7% und auch bei Berücksichtigung der Individuen zeigt sich mit 82,7% eine hohe Dominanzidentität. Somit belegen alle Werte eine sehr hohe Ähnlichkeit zwischen dem Fichten-Buchenwald ohne Windwurf und dem Windwurf im Fichten-Buchenwald.

Zum Vergleich wurden in Tab. 5.19 zusätzlich die Übereinstimmungen mit der Untersuchungsfläche Sukzessionswald vorgenommen. Dies vor allem vor dem Hintergrund, ob die kleine Windwurffläche stärker der Fichten-Buchenwald-Umgebung ähnelt oder ob sich aufgrund der vergleichbaren Vegetationsentwicklung und des Alters auch mit dem großen Windwurf Übereinstimmungen zeigen. Anhand der Indizes kann hier sehr deutlich gezeigt werden, dass die Gemeinsamkeiten mit der Sukzessionswaldfläche viel geringer ausfallen als mit dem Waldbestand. Bei Betrachtung des Wainstein-Index wird nur eine Ähnlichkeit von 27,8% erreicht, im Gegensatz zu den 62,0% mit dem Fichten-Buchenwald ohne Windwurf.

Tab. 5.19: Vergleich von Fichten-Buchenwald ohne Windwurf, Windwurffläche im Fichten-Buchenwald und Sukzessionswald

■ = Flächenpaar mit der höchsten Übereinstimmung

Renkonen	Suk	FiBuWw	FiBuoW	FiBuoW	FiBuWw	Suk	Sörensen
FiBuoW	61,9	82,7			85,7	57,1	FiBuoW
FiBuWw	74,2		■	■		54,5	FiBuWw
Suk							Suk
Suk							Suk
FiBuWw	37,5		■	■		27,8	FiBuWw
FiBuoW	40	75,0			62,0	24,8	FiBuoW
Jaccard	Suk	FiBuWw	FiBuoW	FiBuoW	FiBuWw	Suk	Wainstein

Einzelfallen

Bei Betrachtung der Einzelfallen fällt vor allem die Falle 1 mit 12 Arten und der höchsten Aktivitätsdichte von 142 auf (Tab. 5.20, Abb. 5.31). Vom Standort her weist die unmittelbare Umgebung den höchsten Bedeckungsgrad an Moos und die am wenigsten ausgeprägte Krautschicht auf zwei Merkmale, die nicht direkt mit höheren Artenzahlen in Verbindung gebracht werden können. Im Normalfall wirkt sich die Existenz einer ausgebildeten Krautschicht positiv auf die Strukturvielfalt, auf das Ressourcenangebot und damit letztlich auch auf die Artenzahlen aus. Eine Bedeutung könnte hier die größte Nähe (ca. 20 m) dieser Falle zu einem etwa 20 m breiten Buchen-Eichenwaldstreifen besitzen, so dass Randlinieneffekte nicht ausgeschlossen werden können. Die hohe Individuenzahl hängt vor allem mit dem zahlreichen Auftreten von *Carabus problematicus* zusammen, der hier mit Abstand die höchste Dichte aller Einzelfallen aufweist (vgl. Anhang). Dies stimmt mit den Präferenzen dieser Art für geschlossene Wälder und eine eher strukturschwache Kraut-Strauchvegetation überein.

Hinsichtlich der Biotoppräferenzen spielen Nicht-Waldarten nur in der Falle 7 eine Rolle, wo sie immerhin einen Anteil von 17,1% erreichen. Allerdings besitzt diese Falle auch die niedrigste Aktivitätsdichte, so dass die Absolutzahlen an Nicht-Waldarten ebenfalls sehr niedrig sind. Sie befindet sich im Bereich des Windwurfs ohne unmittelbare Beschattung durch Baumwuchs, allerdings mit einer sehr dichten Farnvegetation. Nur in dieser Falle wurde *Amara aenea* mit sechs Individuen gefangen, zudem wurde *Harpalus latus* mit einem Exemplar erfasst.

Tab. 5.20: Aktivitätsdichte, Artenzahl der Einzelfallen des Fichten-Buchenwaldes

Fallen	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Aktivitätsdichte	142	58	75	66	90	106	41	100	87	43	45	43
Waldarten in %	98,6	94,8	98,7	100	98,9	99,1	82,9	100	100	97,7	100	100
Nicht-WA in %	1,4	5,2	1,3	0,0	1,1	0,9	17,1	0,0	0,0	2,3	0,0	0,0
Artenzahl	12	8	7	8	8	8	9	6	5	9	6	6

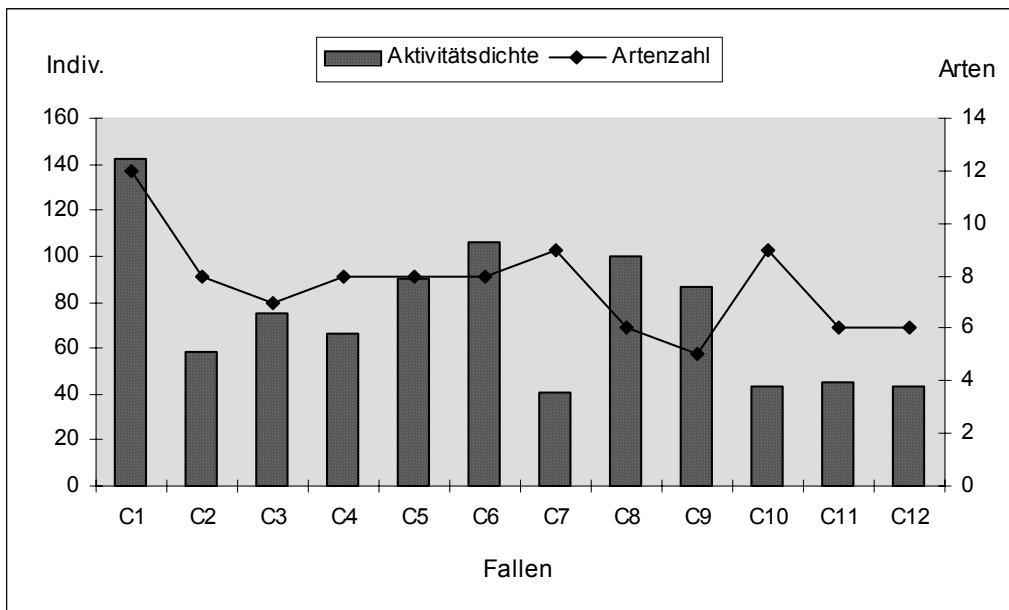


Abb. 5.31: Aktivitätsdichte und Artenzahl der Einzelfallen des Fichten-Buchenwaldes

5.1.5.4 Buchenwald

Buchenwald ohne Windwurf und Windwurf im Buchenwald

Im Buchenwald ohne Windwurf (BuOW) wurden insgesamt 20 Carabidenarten mit 688 Individuen erfasst. Damit wurden in diesem Teilbereich bereits alle Laufkäfer festgestellt, die auch auf der gesamten Probefläche bestimmt werden konnten. Im Windwurf (BuWw) wurden mit vier Fallen lediglich 12 Arten mit 167 Exemplaren gefangen (Tab. 5.21). Bei allen acht Laufkäfern, die exklusiv im Waldareal nachgewiesen werden konnten, handelt es sich um Begleitarten. Fünf dieser Arten *Trechus obtusus*, *Carabus coriaceus*, *Notiophilus biguttatus*, *Trichotichnus nitens* und *Harpalus quadripunctatus* traten rezedent auf, die übrigen *Trichotichnus laeviscolis*, *Abax parallelus* und *Pterostichus nigrita* besitzen nur ein sporadisches Vorkommen. Mit Ausnahme von *Abax parallelus*, der als stenöke Waldart und *Harpalus quadripunctatus*, der als euryöke Offenlandart

klassifiziert werden kann, gehören alle anderen sechs Arten zum Typus der euryöken Waldart.

Tab. 5.21: Individuenzahlen der Arten, Dominanzen der Arten (DO in %) und Dominanzklassen (DKL) des Buchenwaldes ohne Windwurf (BuW) und des Windwurfes im Buchenwald (BuWw)

Arten	Buchenwald			Windwurf		
	Indiv	DO	DKL	Indiv	DO	DKL
<i>A. parallelepipedus</i>	144	20,9	d	57	34,1	ed
<i>Pt. niger</i>	143	20,8	d	25	15,0	d
<i>C. problematicus</i>	107	15,6	d	12	7,2	sd
<i>Pt. oblongopunctatus</i>	92	13,4	d	25	15,0	d
<i>A. ovalis</i>	48	7,0	sd	10	6,0	sd
<i>C. violaceus</i>	32	4,7	sd	17	10,2	d
<i>H. latus</i>	19	2,8	r	10	6,0	sd
<i>Tr. obtusus</i>	15	2,2	r			
<i>C. coriaceus</i>	14	2,0	r			
<i>N. biguttatus</i>	14	2,0	r			
<i>P. versicolor</i>	12	1,7	r	6	3,6	sd
<i>T. nitens</i>	11	1,6	r			
<i>C. nemoralis</i>	10	1,5	r	1	0,6	sr
<i>B. lampros</i>	9	1,3	r	2	1,2	r
<i>H. quadripunctatus</i>	7	1,0	r			
<i>N. brevicolis</i>	4	0,6	sr	1	0,6	sr
<i>Pt. cristatus</i>	3	0,4	sr	1	0,6	sr
<i>T. laevicolis</i>	2	0,3	s			
<i>A. parallelus</i>	1	0,1	s			
<i>Pt. nigrita</i>	1	0,1	s			
Indiv. Gesamt	688			167		
Artenzahl	20			12		

Auch bei Berücksichtigung des unterschiedlichen Erfassungsaufwandes von acht zu vier Fallen, liegt die Artenzahl des Windwurfs immer noch relativ deutlich unter der des Buchenwaldes ohne Windwurf. Dies kann auch an den Hurlbert-Kurven der beiden Teilflächen abgelesen werden (Abb. 5.32).

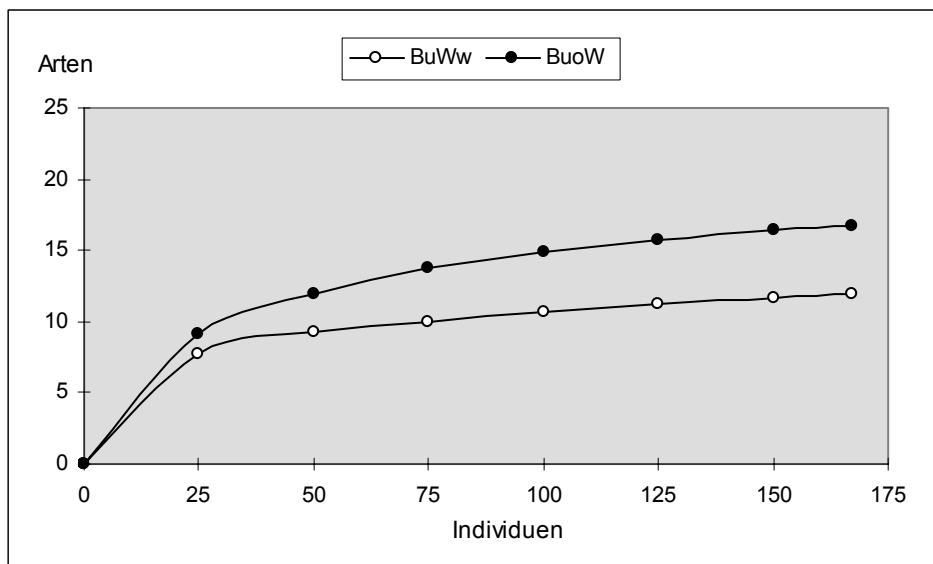
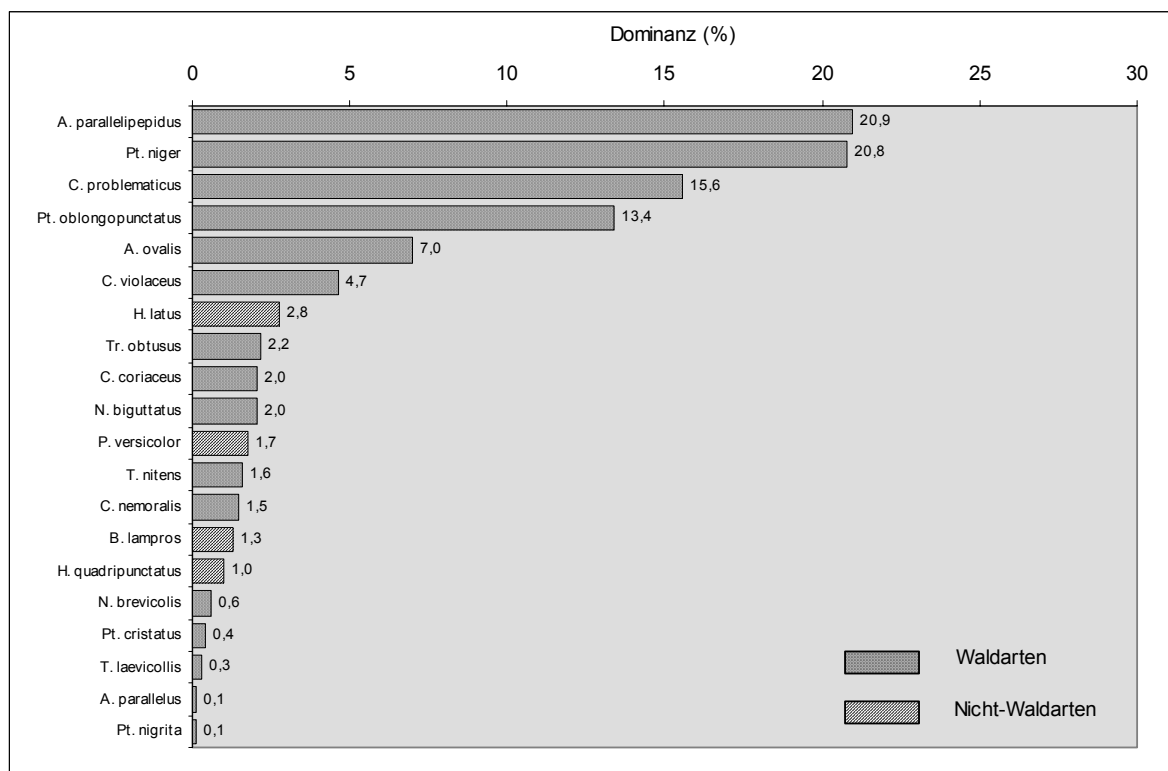


Abb. 5.32 : Die Hurlbert-Kurve für den Buchenwald ohne Windwurf (BuoW) und den Windwurf (BuWw)

Im gesamten Bereich gleicher Individuenzahlen verläuft der Windwurf unter dem Waldareal. Bei einer Individuenzahl von 150 beträgt der Erwartungswert für die Artenzahl der BuWw-Fläche 11,68, während er für die BuoW-Fläche einen Wert von 16,39 erreicht. Zudem lässt die geringere Krümmung der Kurve des Windwurfes auch auf eine geringere Evenness schließen und damit auf eine schwächere Ausbildung der Diversität.

Die geringere Evenness kann auch an der Dominanzstrukturkurve abgelesen werden, die beim BuoW ausgeglichener verläuft (Abb. 5.33, Abb. 5.34). Im Buchenwald ohne Windwurf trat kein Laufkäfer mit eudominantem Anteil auf. Von den sechs Hauptarten können vier Arten der dominanten Klasse zugeteilt werden. Die höchsten Werte erreichen die euryöken Waldarten *Abax parallelepipedus* und *Pterostichus niger* mit jeweils knapp über 20%. Die Begleitarten im BuoW spielen mit 17,7% aller Individuen eine durchaus nennenswerte Rolle. Im Windwurf erreichen sie dagegen gerade 3,0% mit vier Arten. Die restlichen Carabiden des Windwurfs sind alle zu den Hauptarten zu zählen. Hier dominiert in erster Linie *Abax parallelepipedus* mit einem eudominanten Anteil von 34,1% die Zönose. Der Anteil an Nicht-Waldarten ist im Windwurf mit 10,8% zu 6,8% im Wald ohne Windwurf etwas höher. Hier zeigt sich die Ubiquistenart *Harpalus latus* mit den höchsten Anteilen in beiden Teilflächen. Im Windwurf zählt sie mit 6,0% zu den subdominanten Arten.



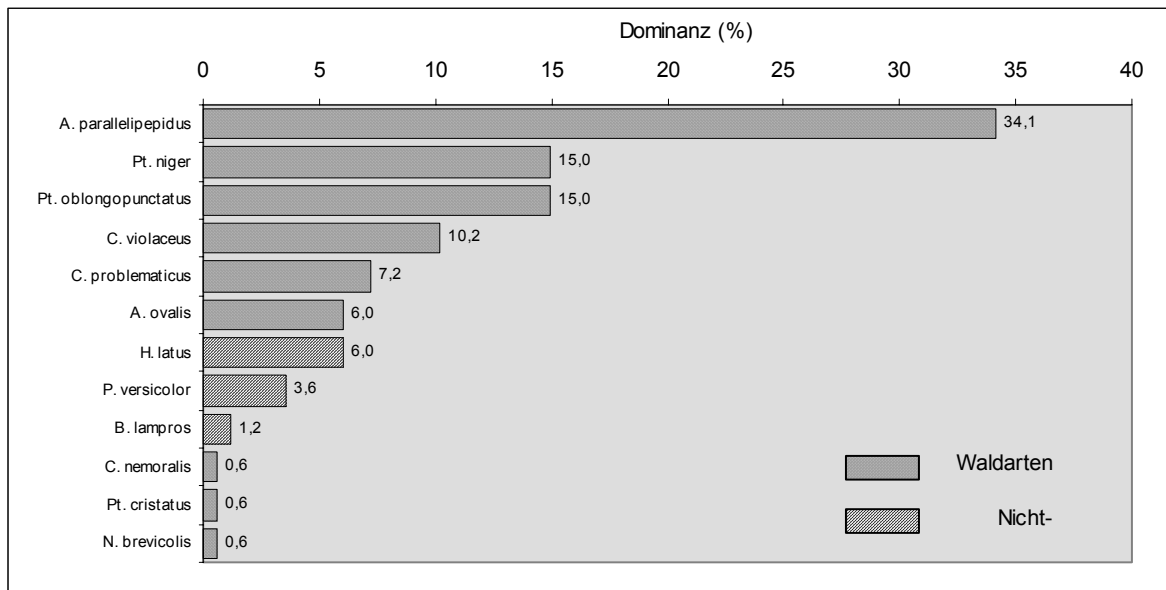


Abb. 5.33: Die Dominanzstrukturkurve des Buchenwaldes ohne Windwurf (Buow)

Abb. 5.34: Die Dominanzstrukturkurve des Windwurfs im Buchenwald

Beim Vergleich der beiden Teilflächen mit verschiedenen Identitätsindizes untereinander zeigt sich trotz der geringeren Arten- und Individuenzahl im Windwurf noch eine relativ deutliche Übereinstimmung der Zönosenzusammensetzung (Tab. 5.22). Im Windwurf konnte keine einzige Art erfasst werden, die nicht auch im Wald vorzufinden war. Dies dokumentiert z.B. der Sørensen-Index mit einem Ähnlichkeitswert von 75%. Da auch die dominanten Arten in etwa die gleichen geblieben sind, liegt auch die Dominanzidentität nach Renkonen bei 73,8%. Damit erreicht auch der Wainstein-Index eine Ähnlichkeit von 44,3%, die z.B. höher liegt als die Wainstein-Werte der Gesamtfläche Buchenwald mit den anderen Probeflächen (Kap. 5.1.2.3).

Bei Berücksichtigung des Sukzessionswaldes zeigt sich ebenfalls, dass die Übereinstimmung zwischen den beiden Buchenwald-Teilflächen größer ist als mit der Probefläche Sukzessionswald. Hier treten allerdings noch deutliche Unterschiede im Vergleich Suk/Buowu und Suk/BuWw auf. Die Ähnlichkeit zwischen Buchenwald ohne Windwurf und dem Sukzessionsbestand weist gerade bei der Dominanzidentität höhere Werte auf als zwischen dem Windwurf im Buchenwald und der Sukzessionsfläche. Sowohl nach Renkonen als auch nach Sørensen zeigen sich zwischen dem letztgenannten Vergleichspaar nur Übereinstimmungswerte um die 50%. Die aus Arten- und Dominanzidentität resultierende Wainstein-Kenngröße erreicht nur noch geringe 18,6% im Unterschied zum Paar Suk/Buow mit 33,7%.

Tab. 5.22: Vergleich von Buchenwald ohne Windwurf (BuoW), Windwurffläche im Buchenwald (BuWw) und Sukzessionswald (Suk);

■ = Flächenpaar mit der höchsten Übereinstimmung

Renkonen	Suk	BuWw	BuoW		BuoW	BuWw	Suk	Sörensen
BuoW	72,7	73,8				75,0	60,0	BuoW
BuWw	55,7		■		■		50,0	BuWw
Suk								Suk
Suk								Suk
BuWw	46,4		■		■		18,6	BuWw
BuoW	33,3	60,0				44,3	33,7	BuoW
Jaccard	Suk	BuWw	BuoW		BuoW	BuWw	Suk	Wainstein

Einzelfallen

Im Buchenwald zeigen sich die Artenverteilung und auch die Aktivitätsabundanzen der Einzelfallen als sehr inhomogen (Tab. 5.23, Abb. 5.35). Die meisten Arten mit 16 wurden in der Falle 2 erfasst, hier wurde zusammen mit der Falle 1 auch die höchste Aktivitätsdichte gemessen. Die Umgebung entspricht dem typischen Fallenstandort im Buchenwald mit durchschnittlicher Beschattung durch die obere Baumschicht, viel Jungwuchs, schwach ausgeprägter Kraut-Moosschicht und aus-gebildeter Laubstreuauflage. Die Falle liegt ziemlich zentral in der Fläche, so dass Randeffekte ausgeschlossen werden können, auch gibt es keine anderen strukturellen Besonderheiten im Fallenumkreis. Ähnlich schwach ausgeprägte Krautschichten mit normaler Streuauflage weisen auch die Fallen 1, 4 und 7 mit den nächst höheren Artenzahlen auf. Geringere Artenzahlen mit Ausnahme der Falle 12 wurden dagegen an den Fallenstandorten festgestellt, an denen die Krautschicht stärker, dafür die Streuschicht weniger ausgeprägt ist. Ganz aus dem Rahmen fällt die Falle 8, welche im Windwurf unter sehr dichtem Jungwuchs mit dicker Laubschicht aufgestellt war. Hier scheint durch die sehr intensive und z.T. relativ bodennahe Beschattung ein äußerst feindliches Mikroklima zu herrschen. In zwei Jahren wurde in dieser Falle nur *Abax parallelepipedus* mit zwei Exemplaren gefunden. Die mikroklimatischen Ansprüche an die bodennahe Luftschicht, hier vor allem der Faktor Feuchtigkeit, soll für die Habitatbindung der Laufkäfer besonders entscheidend sein (THIELE 1964, PAARMANN 1966, GIERS 1973, TIETZE 1973b, 1974, THIELE & WEIß 1976, RUSHTON et al. 1989).

Nicht-Waldarten spielen, den Ergebnissen aus Kap. 5.1.3.2 entsprechend, keine große Rolle. Den höchsten Anteil besitzt die Falle 6 mit 24,5%, die eine ähnliche

Fallenumgebung aufweist wie die vier oben angeführten Fallen. Falle 12 erreicht immerhin noch 19,6%, sie liegt im Windwurfbereich und in der Nähe eines kleinen Schotterweges. In beiden Fällen sind jedoch die Absolutzahlen eher gering und werden vor allem durch den Ubiquisten *Harpalus latus* gebildet.

Tab. 5.23: Aktivitätsdichte, Artenzahl der Einzelfallen des Fichten-Buchenwaldes

Fallen	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Aktivitätsdichte	136	129	35	119	75	53	115	2	65	44	36	46
Waldarten in %	98,5	93,0	85,7	89,9	93,3	75,5	98,3	100	93,8	90,9	100	80,4
Nicht-WA in %	1,5	7,0	14,3	10,1	6,7	24,5	1,7	0,0	6,2	9,1	0,0	19,6
Artenzahl	11	16	5	14	7	10	12	1	5	5	5	10

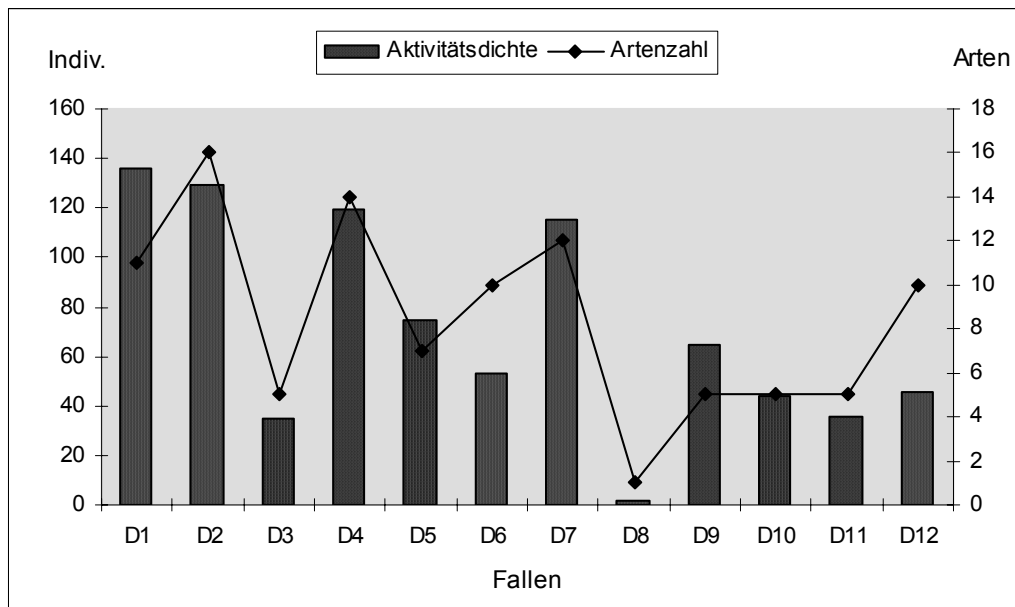


Abb. 5.35: Die Aktivitätsdichte und Artenzahl der Einzelfallen des Buchenwaldes

5.2 Wolfspinnen

5.2.1 Artenverteilung und Aktivitätsdichte

In der vorliegenden Arbeit wurden die Lycosiden in den Bodenfallen für das Untersuchungsjahr 2001 ausgewertet. Hierbei konnten auf allen Probeflächen zusammen neun verschiedene Arten festgestellt werden. Die neun erfassten Lycosidenarten wurden insgesamt mit 944 Individuen auf den Untersuchungsflächen gefangen. Die Verteilung der Arten und ihre Aktivitätsdichte an den verschiedenen Standorten gibt die Tab. 5.24 wider. Eine Unterscheidung in adulte und juvenile Wolfspinnen wurde nicht vorgenommen. Wenn eine sichere Bestimmung juveniler Stadien nicht möglich war, wurde auf ihre Darstellung verzichtet.

Tab. 5.24: Übersicht über die Lycosidenarten und ihre Aktivitätsdichte auf den verschiedenen Probeflächen

	Arten	Aktivitätsdichte				
		Suk	Fi	FiBu	Bu	Σ
1	<i>Alopecosa pulverulenta</i> (CLERCK, 1757)	8			9	17
2	<i>Aulonia albimana</i> (WALCKENAER, 1805)	16			5	21
3	<i>Pardosa amentata</i> (CLERCK, 1757)	1			2	3
4	<i>P. lugubris</i> (WALCKENAER, 1802)	115	50	35	452	652
5	<i>P. pratvaga</i> (L. KOCH, 1870)	17				17
6	<i>P. pullata</i> (CLERCK, 1757)	14		1	2	17
7	<i>Pirata hygrophilus</i> THORELL, 1872	13		1		14
8	<i>Pi. uliginosus</i> (THORELL, 1856)	44	12	27	13	96
9	<i>Trochosa terricola</i> THORELL, 1856	50	5	27	25	107
		278	67	91	508	944

Besonders auffällig ist das sehr hohe Auftreten im Gebiet von *Pardosa lugubris*, die mit 652 Tieren einen Anteil von 69% an allen erfaßten Individuen besitzt (Abb. 5.36). Relativ zahlreich konnten noch *Trochosa terricola* (107 Indiv.) und *Pirata uliginosus* gefangen werden. Die anderen sechs Arten treten weitaus seltener auf, ihre Aktivitätsabundanzen liegen zwischen 21 Exemplaren von *Aulonia albimana* und 3 Individuen von *Pardosa amentata*.

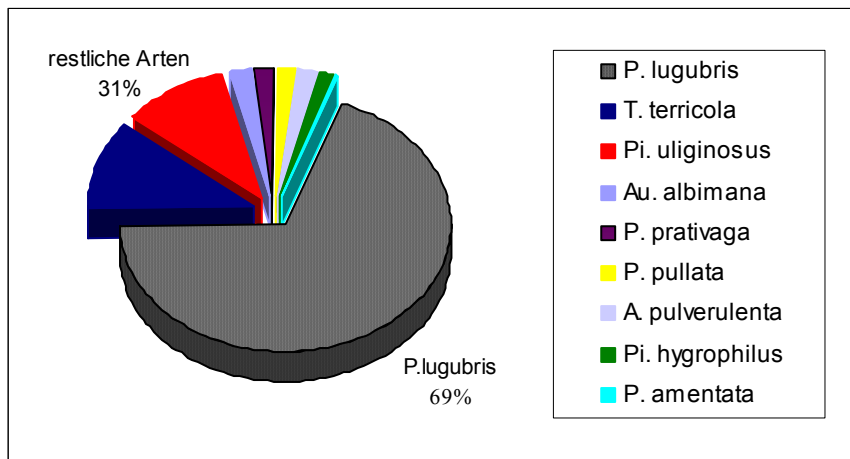


Abb. 5.36: Verteilung der Gesamtindividuenzahl auf die erfassten Arten

Pardosa lugubris bestimmt auch in erster Linie das Ergebnis der Buchenwald-Fläche, welche mit insgesamt 508 Individuen fast doppelt so viele aufweist wie der Sukzessionswald. Die beiden anderen Flächen liegen mit ihren Aktivitätsdichten von 67 Individuen im Fichtenwald und 91 Individuen im Fichten-Buchenwald mit sehr geringen Zahlen deutlich zurück (Abb. 5.37).

Bei den ermittelten Werten handelt es sich allerdings um Aktivitätsdichten, von denen nicht unmittelbar auf die tatsächlichen Abundanzen geschlossen werden darf. Die Unterschiede zwischen den Flächen sind mit Verhältnissen von bis zu 1:8 aber so deutlich, dass wohl auch zwischen den realen Abundanzen der Wolfspinnen und damit zwischen den tatsächlichen Situationen auf den Probeflächen klare Differenzen bestehen (BASEDOW & RZEHA 1988, KUSCHKA 1998).

Ähnlich wie die Individuenzahlen weisen auch die Artenzahlen der Probeflächen unterschiedliche Ergebnisse auf (Abb. 5.38). Aufgrund der insgesamt den Lebensräumen entsprechend geringen Artenvorkommen zeigt sich die Heterogenität allerdings nicht so prägnant. Im Fichtenwald konnten nur drei Arten ermittelt werden, während die Anzahl beim Fichten-Buchenwald und beim Buchenwald um jeweils zwei zunimmt. Im Buchenwald konnte damit zwar die höchste Aktivitätsdichte ermittelt werden, die höchste Artenzahl wurde dagegen im Sukzessionswald mit neun nachgewiesenen Wolfspinnenarten ermittelt. Im Gegensatz zu den Laufkäfern bestätigen damit die Ergebnisse der Lycosiden die Aussage, dass frühere Sukzessionsstadien höhere Artenzahlen aufweisen können als der seinem Klimaxstadium genäherte Buchenwald.

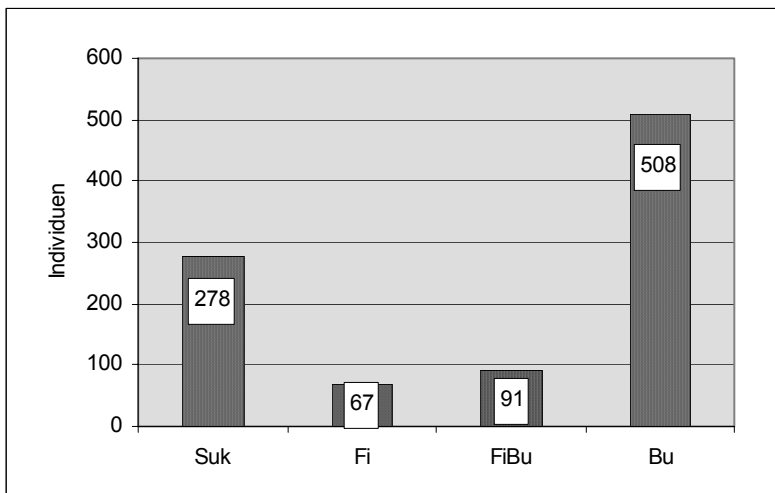


Abb. 5.37: Die Individuenzahlen der vier Untersuchungsflächen

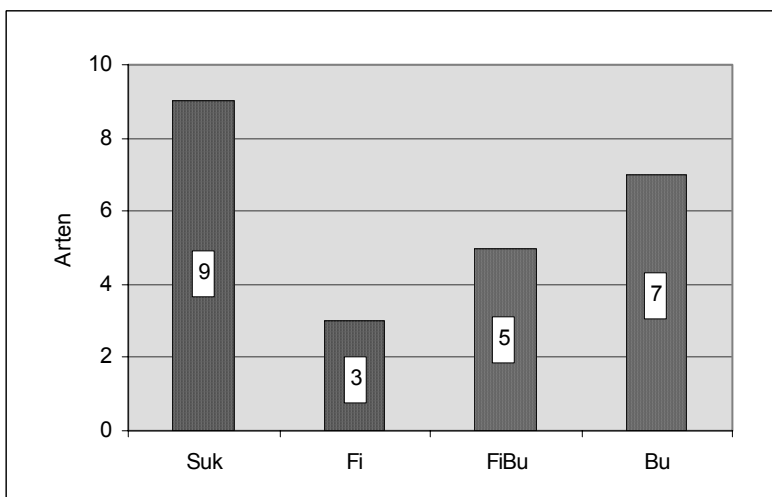


Abb. 5.38: Die Artenzahlen der vier Untersuchungsflächen

Die geringen Artenzahlen der Lycosidae in den untersuchten Flächen können auch an den durchschnittlichen Wolfspinnenzahlen der Einzelfallen abgelesen werden (Tab. 5.25). Im Fichtenwald wurden nur 1,08 Arten und 5,6 Individuen pro Einzelfalle erfasst. Auch die durchschnittlichen Artenzahlen des Fichten-Buchenbestandes und des Buchenbestandes liegen deutlich unter den 4,58 Arten der Einzelfalle des Sukzessionswaldes. Die geringeren durchschnittlichen Erfassungsgrade in den beiden Fichtenwäldern kann mit der sehr geringen Aktivitätsdichte erklärt werden. So konnten in einigen Einzelfallen keine Lycosidennachweise gemacht werden. Im Buchenwald lassen sich die 39,3% auf die sehr hohe Dominanz von *Pardosa lugubris* und die im Vergleich zum Sukzessionswald viel geringeren Aktivitätsdichten der anderen Arten zurückführen.

Tab. 5.25: Durchschnittliche Individuen- und Artenzahl der Untersuchungsflächen

Fläche	Indiv./Falle	Arten/Falle	durchschnittl. Erfassungsgrad der Einzelfälle
Sukzessionswald	23,2	4,58	50,9%
Fichtenwald	5,6	1,08	36,0%
Fichten-Buchenwald	7,6	1,92	38,4%
Buchenwald	42,3	2,75	39,3%

Unterschiede in den mittleren Arten- und Individuenzahlen werden in der Tab. 5.26 dargestellt. Die geringsten Differenzen bestehen hier zwischen dem Fichtenwald und dem Fichten-Buchenwald. Der Sukzessionswald und der Buchenwald zeigen nur bei den durchschnittlichen Aktivitätsdichten keine signifikante Abweichungen, während dies bei dem Flächenpaar Buchenbestand und Fichten-Buchenbestand nur für die mittleren Artenzahlen der Einzelfallen gilt.

Tab. 5.26: Signifikanzen (T-Test) der mittleren Arten- und Individuenzahlen (n.s. = nicht signifikant, $p < 0,05$ = signifikant, $p < 0,01$ = signifikant)

Indiv. \ Arten	Suk	Fi	FiBu	Bu
Suk		$p < 0,01$	$p < 0,01$	$p < 0,05$
Fi	$p < 0,01$		n.s.	$p < 0,01$
FiBu	$p < 0,01$	n.s.		n.s.
Bu	n.s.	$p < 0,01$	$p < 0,01$	

5.2.2 Synökologische Kenngrößen der Lycosidae

5.2.2.1 Dominanz und Dominanzstruktur

Wegen der insgesamt geringen Artenzahl der Lycosidae auf den vier Untersuchungsflächen kann in Bezug auf die Dominanzverhältnisse kaum noch von Haupt- und Begleitarten gesprochen werden. Auch eine Strukturkurve beinhaltet bei einer Artenzahl von drei oder fünf nur eine sehr geringe Aussagekraft.

An jedem Standort dominiert die stenöke Waldart *Pardosa lugubris* mit eudominantem Anteil an der Wolfspinnenzönose (Tab. 5.27). Als weitere Arten erreichen *Pirata uliginosus* im Sukzessions-, im Fichten- und im Fichten-Buchenwald sowie die euryöke Waldart *Trochosa terricola* auf der Sukzessionsfläche und der Fichten-Buchenfläche einen dominanten Anteil.

Tab. 5.27: Aktivitätsdichte, Dominanz (DO in %) und Dominanzklassen (DKL) der vier Untersuchungsflächen

Arten	Suk			Fi			FiBu			Bu		
	Indiv	DO	DKL	Indiv	DO	DKL	Indiv	DO	DKL	Indiv	DO	DKL
<i>P. lugubris</i>	115	41,4	ed	50	74,6	ed	35	38,5	ed	452	89,0	ed
<i>T. terricola</i>	50	18,0	d	5	7,5	sd	27	29,7	d	25	4,9	sd
<i>Pi. uliginosus</i>	44	15,8	d	12	17,9	d	27	29,7	d	13	2,6	r
<i>P. prativaga</i>	17	6,1	sd									
<i>Au. albimana</i>	16	5,8	sd							5	1,0	r
<i>P. pullata</i>	14	5,0	sd				1	1,1	r	2	0,4	sr
<i>Pi. hygrophilus</i>	13	4,7	sd				1	1,1	r			
<i>A. pulverulenta</i>	8	2,9	r							9	1,8	r
<i>P. amentata</i>	1	0,4	sr							2	0,4	sr
	278	100,0		67	100,0		91	100,0		508	100,0	

Die Dominanz von *Pardosa lugubris* prägt auch die Strukturkurven der vier Waldbestände. Im Buchenwald erreicht sie einen Wert von 89%, wodurch eine unausgeglichene Kurve entsteht (Abb. 5.42). Alle anderen Arten spielen im Vergleich auf dieser Fläche nur eine untergeordnete Rolle. Sie können mit Ausnahme von *Trochosa terricola* als Begleitarten eingestuft werden. Im Fichtenwald mit 74,6% und vor allem im Fichten-Buchenwald mit 38,5% ist *Pardosa lugubris* weniger dominant (Abb. 5.40, Abb. 5.41). Allerdings müssen im Fichtenwald die geringen Aktivitätsdichten berücksichtigt werden, so dass trotz höherer Dominanzwerte *Trochosa terricola* und *Pirata uliginosus* in geringeren Individuenzahlen als im Buchenwald vorkommen. Im Fichten-Buchenwald konnten die beiden Arten mit mehr Exemplaren und einem Dominanzanteil von jeweils 29,7% erfasst werden.

Ausgeglichener verläuft die Dominanzkurve im Sukzessionswald. Hier treten neben *Pardosa lugubris* weitere Arten mit einem nennenswerten prozentualen und absoluten Anteil hinzu (Abb. 5.39, Tab. 5.24). *Trochosa terricola* wurde mit einer Dominanz von 18% erfasst, sie tritt auch im Fichten-Buchenwald und im Buchenwald am zweithäufigsten auf. Als weitere dominante Art kann *Pirata uliginosus* eingeordnet werden, die mit einer Aktivitätsdominanz von 15,8% auf der Fläche nachgewiesen wurde. Durch die geringere Dominanz von *Pardosa lugubris* zählen auf der Sukzessionsfläche insgesamt sieben der neun vorkommenden Arten zu den Hauptarten und nur zwei, *Alopecosa pulverulenta* und *Pardosa amentata*, können als Begleitarten eingestuft werden.

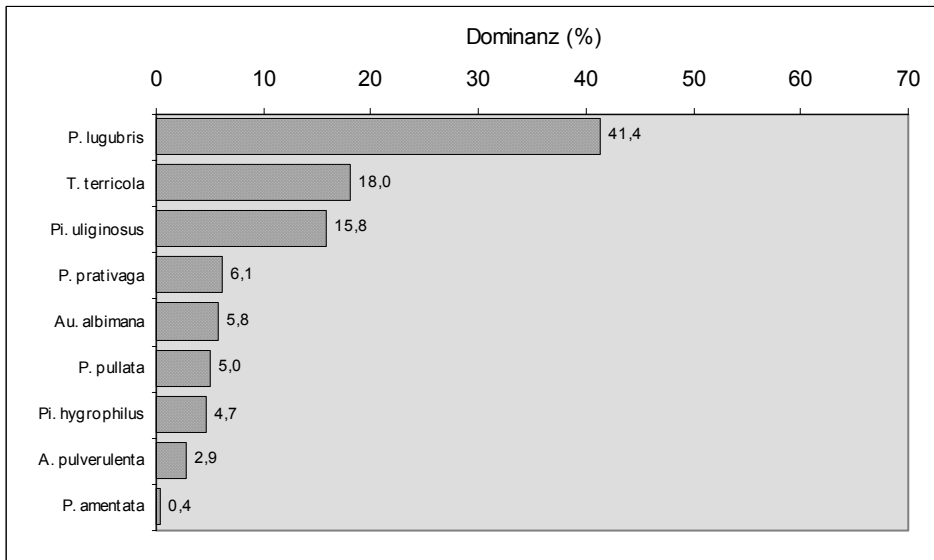


Abb. 5.39: Die Dominanzstrukturkurve des Sukzessionswaldes

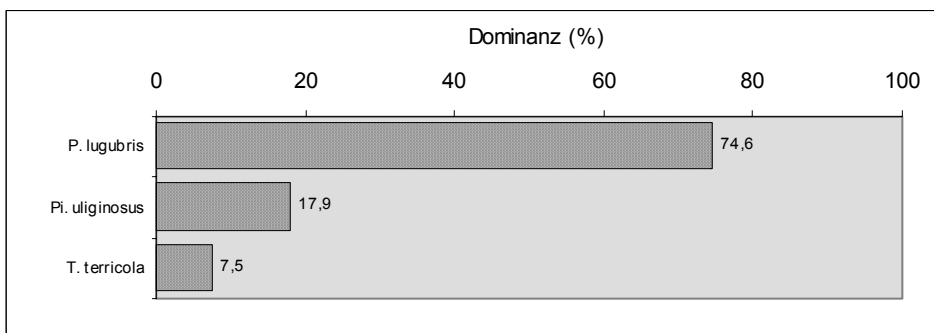


Abb. 5.40: Die Dominanzstrukturkurve des Fichtenwaldes

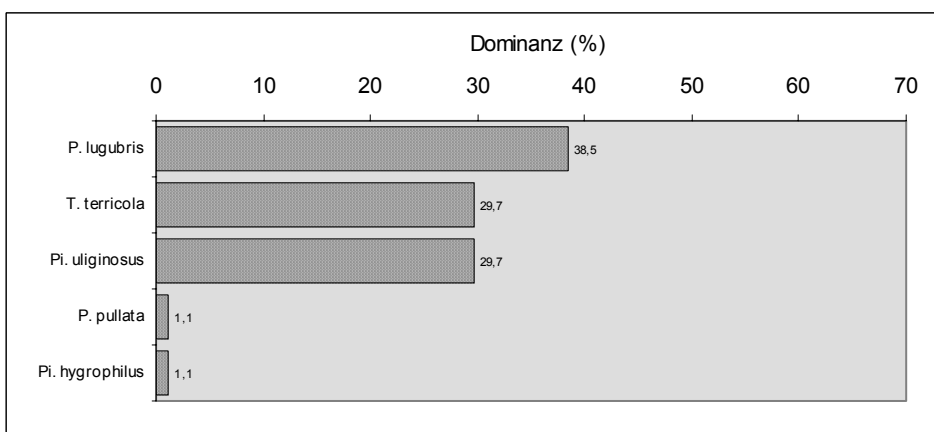


Abb. 5.41: Die Dominanzstrukturkurve des Fichten-Buchenwaldes

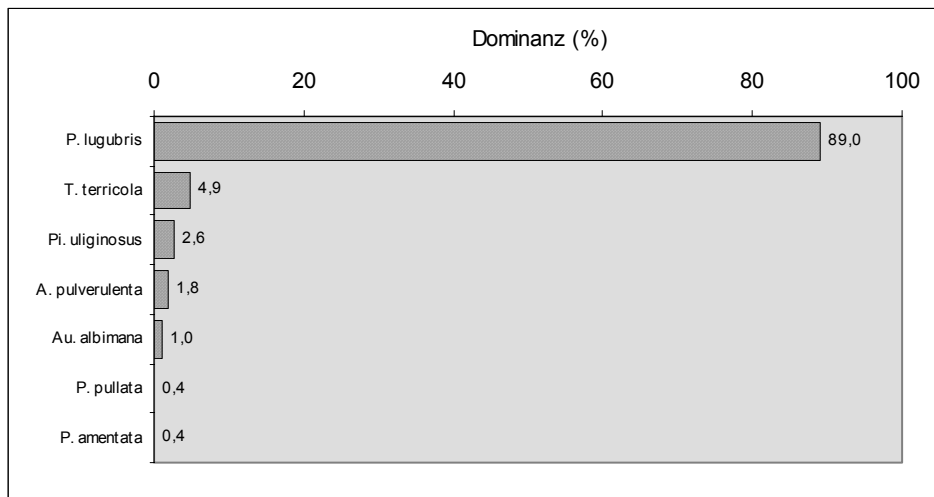


Abb. 5.42: Die Dominanzstrukturkurve des Buchenwaldes

5.2.2.2 Diversität und Evenness

Auch bei den Indizes zur Diversität und Evenness machen sich die geringen Artenzahlen der Lycosidae auf den Untersuchungsflächen negativ bemerkbar. Bei einer Artenzahl von drei Wolfspinnen im Fichtenwald ist praktisch keine Diversitätsabstufung mehr möglich. Dies zeigt sich entsprechend an dem extrem niedrigen Wert der maximal möglichen Diversität des Fichtenbestandes. Von den Zahlen entspricht die Reihenfolge der Diversitäts- und der Evennesswerte des Sukzessionswaldes, des Fichtenwaldes und des Fichten-Buchenwaldes denen der jeweiligen Artenzahlen (Tab. 5.28). Der Buchenwald allerdings weist trotz sieben Arten die geringste Diversität und Evenness auf. Wie schon die Dominanzstrukturkurve verdeutlicht hat, kommt hier das sehr häufige Auftreten von *Pardosa lugubris* zum Ausdruck. Bei einem Anteil von 89% an allen erfassten Individuen ist keine Gleichverteilung der Individuen auf die verschiedenen Arten gegeben. Entsprechend groß ist der Abstand der Evenness mit 0,260 vom maximal möglichen Wert, der eins beträgt. Beim Shannon-Weaver-Index führt dies zu einem noch geringeren Wert, als den des Fichtenwaldes, obwohl die Artenzahl um vier höher liegt.

Tab. 5.28: Artenzahl, maximal mögliche Diversität (H_{\max}), Diversität (H_s) und Evenness (J_s) der vier Flächen

Flächen	Artenzahl	H_{\max}	(H_s)	(J_s)
Suk	9	2,197	1,717	0,781
Fi	3	1,099	0,720	0,655
FiBu	5	1,609	1,188	0,738
Bu	7	1,946	0,506	0,260

5.2.2.3 Artenidentität und Dominanzidentität

Bei Betrachtung der drei geschlossenen Waldbestände besteht die größte Artenähnlichkeit nach Sørensen mit 75% zwischen Fichtenwald und Fichten-Buchenwald (Abb. 5.43). Die geringste Übereinstimmung zeigen Buchenwald und Fichtenwald, obwohl auch hier mit 60% noch von einer ähnlichen Wolfspinnenausstattung gesprochen werden kann. Genauso wie bei den Laufkäfern nimmt der Fichten-Buchenwald eine Mittelstellung zwischen den beiden Reinbeständen ein.

Unterschiedlich zu den Ergebnissen der Carabiden ist mit 87,5% die sehr hohe Artenidentität zwischen dem Sukzessionswald und dem Buchenwald. Alle sieben Wolfspinnen des Buchenbestandes konnten auch auf dem Sukzessionsstandort nachgewiesen werden. Der Sørensen-Index und der Jaccard-Index der geschlossenen Waldbestände liegt hier also nicht über den Werten des Sukzessionswaldes (Tab. 5.29, Tab. 5.30). Der niedrigste Wert mit 50% wurde allerdings wieder zwischen Sukzessions- und Fichtenwald gemessen. Von den neun Arten kommt nur eine Wolfspinne exklusiv auf einer Fläche vor. Es handelt sich hierbei um *Pardosa prativaga*, ein euryöker Freiflächenbewohner, der nur auf dem Sukzessionsstandort erfasst werden konnte.

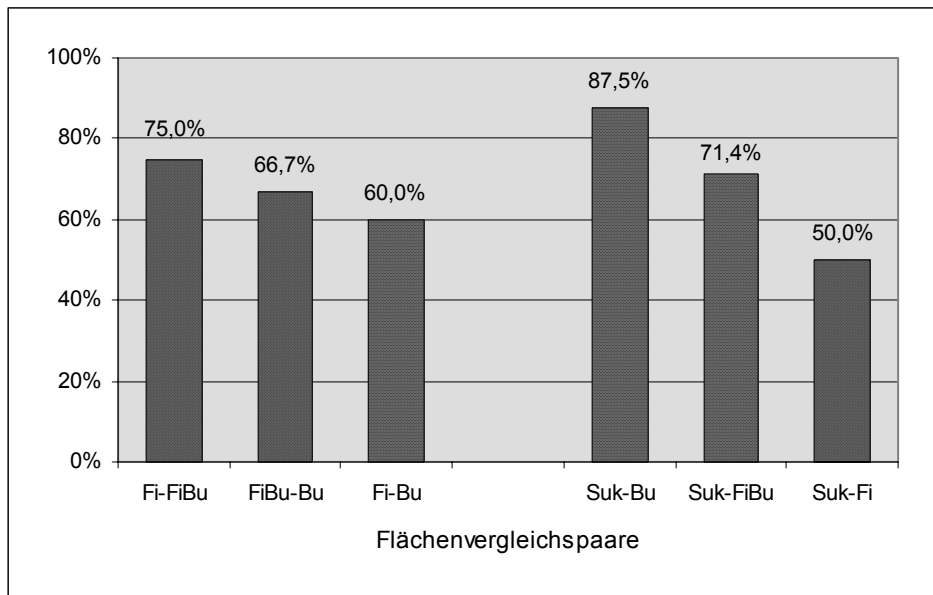


Abb. 5.43: Der Sørensen-Index

Bei der Dominanzidentität stellen sich die Ähnlichkeiten zwischen den verschiedenen Flächen etwas anders dar (Abb. 5.44). Die höchste Übereinstimmung erreichen hier der Buchenwald und der Fichtenwald mit 82,1%. Sowohl beim Sørensen-Quotienten der Lycosiden- und Carabidenfauna als auch beim Renkonen-Quotienten der Laufkäfer besaßen die beiden Bestände immer eine niedrigere Übereinstimmung. Das Ergebnis

lässt sich auf das Auftreten von *Pardosa lugubris* zurückführen. Auf beiden Flächen kommt diese Art mit einem Anteil von weit über 70% vor. Im Unterschied hierzu besitzen die anderen zwei Standorte nur jeweils eine Dominanz von ca. 40%. Entsprechend sind die Übereinstimmungen von Buchen- und Fichtenwald mit Fichten-Buchenwald und Sukzessionswald geringer. Andere Arten spielen beim Zustandekommen des Renkonen-Wertes nur bei der Dominanzidentität von Fichten-Buchenbestand und Sukzessionswald eine Rolle. Hier fließen *Trochosa terricola* mit 18% und *Pirata uliginosus* mit 15,9% in die Berechnung mit ein.

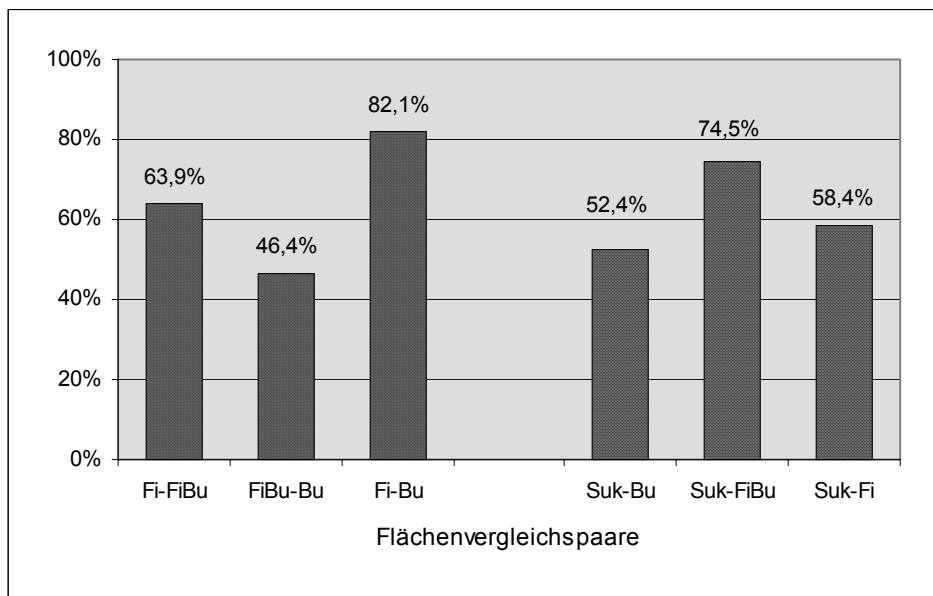


Abb. 5.44: Der Renkonen-Index

Der Ähnlichkeitsindex nach Wainstein zeigt bei Berücksichtigung von Arten- und Dominanzidentität die größten Übereinstimmungen zwischen dem Sukzessionswald und dem Fichten-Buchenwald sowie zwischen Sukzessionswald und Buchenwald mit jeweils knapp über 40% (Tab. 5.32). Damit dreht sich das Ergebnis bei den Lycosiden im Vergleich zu den Wainstein-Werten der Carabiden um. Dort konnten die höchsten Identitäten zwischen den geschlossenen Waldbeständen gemessen werden. Bestätigt wird die geringste Übereinstimmung aller Flächen zwischen Fichtenwald und Sukzessionswald.

Da zur Berechnung des Wainstein-Index nicht die Artenidentität nach Sørensen, sondern nach Jaccard herangezogen wird, werden alle Indizes noch einmal in den Tab. 5.29, 5.30, 5.31 und 5.32 dargestellt

Tab. 5.29: Gemeinsame Arten und Sørensen-Index

SÖRENSEN	Suk	Fi	FiBu	Bu
Suk		3	5	7
Fi	50,0		3	3
FiBu	71,4	75		4
Bu	87,5	60	66,7	

Tab. 5.30: Jaccard-Index

JACCARD	Suk	Fi	FiBu	Bu
Suk				
Fi	33,3			
FiBu	55,6	60		
Bu	77,8	42,9	50	

Tab. 5.31: Renkonen-Index

RENKONEN	Suk	Fi	FiBu	Bu
Suk				
Fi	58,4			
FiBu	74,5	63,9		
Bu	52,4	82,1	46,4	

Tab. 5.32: Wainstein-Index

WAINSTEIN	Suk	Fi	FiBu	Bu
Suk				
Fi	19,5			
FiBu	41,4	38,3		
Bu	40,7	35,2	23,2	

5.2.3 Autökologische Kenngrößen

5.2.3.1 Übersicht über die autökologischen Daten der Wolfspinnen

Eine Übersicht über die gefundenen Arten im Untersuchungsgebiet und ihre biologisch-ökologische Charakterisierung gibt Tab. 5.33. Da zu den Spinnen von Rheinland-Pfalz noch keine Rote Liste existiert, wurde an dieser Stelle die Rote Liste von Nordrhein-Westfalen zugrunde gelegt.

Tab. 5.33: Liste der nachgewiesenen Lycosidae mit Angaben zum ökologischen Typ, Mikrohabitat (MH), Pflanzenformation (PF), Phänologie (Phäno), Größenklasse (GK), Rote Liste von NRW (RL)

Arten	Ökolog. Typ		MH	PF	Phäno	GK	RL
<i>A. pulverulenta</i> (CLERCK, 1757)	eu	OA	H 2,5	5	VII	3	
<i>Au. albimana</i> (WALCKENAER, 1805)	x, th	OA	H 2,5,6	13	II	2	
<i>P. amentata</i> (CLERCK, 1757)	eu	OA	H 5,7	15	VII	2-3	
<i>P. lugubris</i> (WALCKENAER, 1802)	(h)w	eWA	H 3-6	7	VII	2	
<i>P. prativaga</i> (L. KOCH, 1870)	(h)	OA	H 5,7	4	VII	2	
<i>P. pullata</i> (CLERCK, 1757)	(h)	OA	H 5,6	13	VII	2	
<i>P. hygrophilus</i> THORELL, 1872	h(w)	A	H 3,5,6	6	VII	2	
<i>P. uliginosus</i> (THORELL, 1856)	h	OA	H 6	2	VII	2	
<i>T. terricola</i> THORELL, 1856	w	eWA	H 3-5	8	IV	3	

5.2.3.2 Biotoppräferenz

Die Zahl der Wolfspinnen, die eng an Waldstrukturen gebunden sind, ist begrenzt. Aus diesem Grund kann bei der faunistischen Zusammensetzung der Untersuchungsflächen auch nicht von einer typischen Waldlycosidenzönose gesprochen werden (Abb. 5.45).

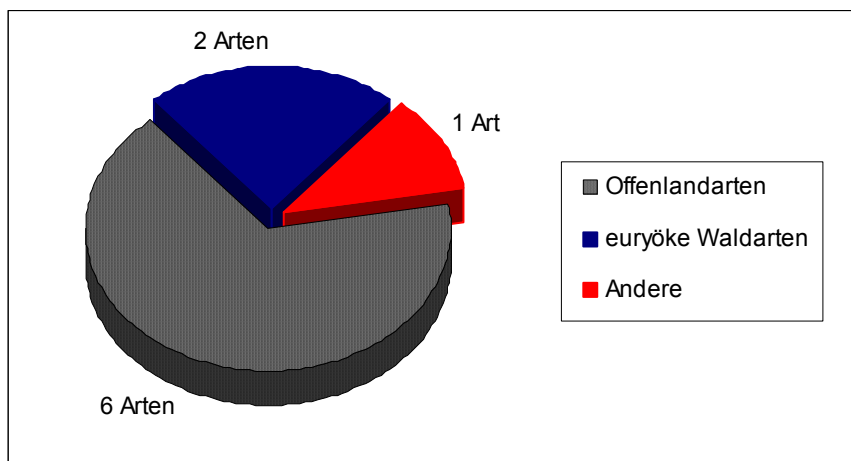


Abb. 5.45: Biotoppräferenzen der Arten im Untersuchungsgebiet

Von den nachgewiesenen Arten können die meisten als Offenlandarten eingestuft werden. Die Verteilung von *Pirata hygrophilus* wird in erster Linie von der Feuchtigkeit bestimmt, weshalb sie hier unter „Andere“ geführt wird.

Einzig die an allen Standorten dominierende Art *Pardosa lugubris* (Abb. 5.46) wird z.T. als stenöke Waldart mit einer engen Bindung an mittelfeuchte Laubwälder eingeordnet (RIEKEN 2000). Diese Präferenz wird von PLATEN et al. (1991), TAMKE (1993) und LOCH (2002) bestätigt. In der Roten Liste der gefährdeten Webspinnen in Nordrhein-Westfalen wird sie von KREUELS & PLATEN (2002) als euryöke Art beschrieben, die überwiegend in bodensauren Mischwäldern aber auch auf trockenen Freiflächen vorkommt (vgl. auch BAEHR 1988, JÄGER et al. 2000, MELZER-GEIßLER 2003). Als bevorzugte Pflanzenformation werden mittelfeuchte Edellaubwälder angegeben. In vielen Untersuchungen konnte zudem eine deutliche Bevorzugung für aufgelichtete Waldbestände und Waldrandbereiche nachgewiesen werden (BÖNISCH & BROEN 1989, HÄNGGI et al. 1995, RIECKEN 2000). In geschlossenen Buchenwäldern soll *Pardosa lugubris* dagegen nur vereinzelt auftreten (ALBERT 1979).

Die hohen Aktivitätsdominanzen und auch die absoluten Zahlen von Buchenwald und Sukzessionswald bestätigen diese Präferenz. Durch die Bewirtschaftungsform und Windwurf kann der Buchenbestand als lückig mit mäßiger Beleuchtungsintensität bezeichnet werden. Entsprechend tritt die Art auch auf dem gesamten Gelände in fast allen Fällen mit hohen Dominanzen auf. Einzig im Bereich der Windwurffläche unter sehr dichtem Buchenjungwuchs und relativ dicker Laubstreuauflage konnten kaum Individuen gefangen werden. Auf der Sukzessionswaldfläche konnte *Pardosa lugubris* ebenfalls über die gesamte Fläche mit hohen Dichten nachgewiesen werden. Hier fallen nur zwei Fallen aus dem Rahmen, in denen kein bzw. nur ein Individuum erfasst worden ist. Unter vier Altfichten mit Nadelstreuauflage ohne ausgeprägte Krautschicht befindet sich die eine Falle, in der insgesamt kaum Wolfspinnen gefangen wurden. Aufgrund der kleinräumig sich ändernden Bedingungen können die Lycosidae hier ohne Schwierigkeiten Habitate aufsuchen, die ihren Präferenzen besser entsprechen. Eine zweite Falle befindet sich in einem schmalen ca. zwei Meter breiten, offenen Grasstreifen. In dieser wurden zwar insgesamt die meisten Wolfspinnen erfasst, *Pardosa lugubris* weicht hier aber in gehölzreichere Strukturen der Fläche aus.

Etwas überraschend sind die nennenswerten Individuenzahlen im Fichtenwald und im Fichtenwald mit Buchenunterwuchs. Diese liegen über den Aktivitätsdominanzen von *Pardosa lugubris* in Fichtenwäldern anderer Untersuchungen in Süd- und Ostdeutschland (KÖHLERT 1994, ENGEL 2000). Allerdings scheint die Art auch hier sehr schnell auf kleinräumige Veränderungen zu reagieren. Auffällig ist dies vor allem im Fichtenwald, wo sie in erster Linie in zwei Fallen auftritt. Diese liegen beide auf einer kleinen Fläche mit Kraut-Moos-Vegetation, wo vier Altfichten entfernt wurden. Mit einigen Individuen tritt sie aber auch im geschlossenen Fichtenforstbereich auf.

Als weitere Waldart konnte *Trochosa terricola* mit den zweithöchsten Dominanzen im Untersuchungsgebiet nachgewiesen werden. Sie erreicht auch auf allen Flächen mit Ausnahme des Fichtenwaldes die zweithöchsten Aktivitätsdichten. Nach KREUELS & PLATEN (2002) kann sie als euryöke Waldart mit Präferenzen für bodensaure, mäßig trockene bis trockene Laub- und Nadelwälder eingestuft werden (vgl. auch ALBERT & KOLBE 1978, HEUBLEIN 1983, MARTIN 1991, THIES 1993, LOCH 2002). Von CASEMIR (1976) und HOHMANN (1998) wurde sie aber auch in Mooren gefunden. Bei Untersuchungen auf Weinbergflächen konnte die Art von MELZER-GEIßLER (2003) in ähnlichen Abundanzen nachgewiesen werden wie bei der vorliegenden Arbeit auf den Waldflächen. Auch von TECHNAU (1990) wurde sie in der Nähe von Mainz in verschiedenen Biotopstrukturen (Kahlschlag, Düne, Kiefernwald) mit eher trockenem Charakter als häufigste Art beschrieben (vgl. auch BECKER 1977, HOFMANN 1988). Mit Ausnahme von wenigen Fallenstandorten des Sukzessionswaldes handelt es sich bei den Untersuchungsflächen um mittelfeuchte Waldstrukturen, so dass die Xerophilie von *Trochosa terricola* hier nicht deutlich zum Ausdruck kommt.

Dies zeigt sich auch im Vorkommen von *Pirata hygrophilus*, eine euryöke Wolfspinne von Feucht- und Naßwäldern, die aber auch auf feuchten Freiflächen zu finden ist. TRETZEL (1952) beschreibt diese Art als hygrobionten Bewohner von Bruchwäldern. Bei den offenen Feuchtbereichen bevorzugt sie schwerpunktmäßig ungenutzte Flächen (RIECKEN 1991, REINKE & IRMLER 1994). Im Untersuchungsgebiet konnte die Art mit Ausnahme eines Einzelexemplars im Fichten-Buchenwald nur auf der Sukzessionsfläche mit immerhin 13 Individuen nachgewiesen werden.

Überraschend ist das zahlreiche Auftreten von *Pirata uliginosus* im Untersuchungsgebiet. Sie tritt auf allen vier Standorten mit nennenswerten Aktivitätsdichten auf. Sie gilt als stenotope Art, die nur in sehr wenigen ökologisch ähnlichen Habitaten zu finden ist. Von KREUELS & PLATEN (2002) beschreiben *Pirata uliginosus* als feuchteliebend mit einem

Schwerpunktorkommen in oligotrophen und mesotrophen Mooren inklusiv deren Verlandungszonen und Kleingewässer. Entsprechend wird sie von CASEMIR (1976) als Charakterart des Hohen Venn eingestuft. Das bevorzugte Mikrohabitat liegt nach KREUELS & PLATEN (2002) im Moos.

Von HASSELBERG (1979) und MELZER-GEßLER (1997) wurde die Art vereinzelt auch auf Weinbergsflächen nachgewiesen. In Waldstrukturen konnte *Pirata uliginosus* bei vielen Untersuchungen nicht oder kaum gefangen werden (TECHNAU 1990, PLATEN et al. 1991, HUGENSCHÜTT 1996, RIECKEN 2000, ENGEL 2000, ROß-NICKOLL 2000).

Im Untersuchungsgebiet können ihre stenotopen Eigenschaften nicht bestätigt werden. Auf allen Flächen gibt es keine ausgeprägten Offenlandstrukturen, zudem wird die Bodenvegetation nur zum Teil von Moospflanzen gebildet. Einzig die Hygrophilie kann in den niederschlagsreichen Mittelgebirgswäldern bestätigt werden. Hierfür spricht auch das Vorkommen weiterer feuchtigkeitsliebender Arten, wie z.B. *Pardosa lugubris*, *Pardosa prativaga*, *Pardosa pullata* und *Pirata hygrophilus*. In den vier Wäldern trat *Pirata uliginosus* in insgesamt 25 der 48 Fällen mit zusammen 97 Individuen auf, was ihre stabile Verbreitung an den Standorten zeigt. Das Auftreten dieser Wolfspinne ist entsprechend nicht auf wenige Bereiche mit spezifischen Habitatstrukturen begrenzt, sondern sie toleriert im Untersuchungsgebiet auch relativ stark beschattete Areale bis hin zum ganz geschlossenen Fichtenforst mit reiner Nadelstreuaufgabe. In diesen Fällen wurde sie allerdings nur vereinzelt gefangen.

Bei Betrachtung der drei geschlossenen Waldbestände dominieren überall die Waldarten *Pardosa lugubris* und *Trochosa terricola*, allerdings in sehr unterschiedlichen Absolutwerten. Vom Fichtenwald über den Fichten-Buchenwald zum Buchenwald treten dann zunehmend auch euryöke Freiflächenbewohner hinzu. Mit Ausnahme von *Pirata uliginosus* spielen sie im Fichtenwald keine und im Fichten-Buchenwald mit zwei Einzelexemplaren ebenfalls keine Rolle. Bei *Pirata hygrophilus* handelt es sich zudem um eine hygrophile Wald-Feldart. Im Buchenwald kommt die durch die Einzelentnahme bzw. gruppenweise Entnahme von Stämmen aufgelockerte Bestandesstruktur durch das verstärkte Auftreten von Offenlandarten zum Ausdruck. Allerdings treten auch sie auf Individuendominanzniveau sehr deutlich zurück. Arten wie *Alopecosa pulverulenta* oder *Aulonia albimana* scheinen sich hier aber mit Populationen etablieren zu können. Aufgrund der Lage inmitten von Waldbeständen können hier Randeffekte durch nahe liegende Freiflächen ausgeschlossen werden.

Der Sukzessionswald ist der einzige Standort, an dem Offenlandarten auch auf Individuenniveau von Bedeutung sind. Dominiert wird der Bestand aber ebenfalls von Waldarten, dies spricht in weiten Teilen für ein klassisches Waldhabitat. Die Übergangsphase zum geschlossenen Waldbestand bietet aber noch ausreichend Strukturen, welche von den Freiflächenbewohnern genutzt werden können. Mit der weiteren Entwicklung zum geschlossenen Wald werden diese zunehmend aus der Fläche verschwinden.

5.2.3.3 Aktivitätstyp

Die gefangenen Wolfspinnen gehören zu drei verschiedenen Aktivitätstypen. Nur *Aulonia albimana* zählt zu den eurychronen Arten, deren Aktivitätszeit länger als drei Monate ist. Aufgrund der geringen Individuenzahl dieser Wolfspinne wird auf eine Aktivitätsdarstellung verzichtet. Auch von den diplochronen Arten existiert mit *Trochosa terricola* nur eine Lycosidae im Untersuchungsgebiet. Bei dieser Wolfspinne dauert die Aktivitätszeit der Männchen länger als drei Monate. Grundsätzlich können zwei Aktivitätsmaxima im Frühjahr und im Herbst mit unterschiedlicher Ausprägung auftreten. Im Untersuchungsgebiet ist das Maximum im Frühsommer zu erkennen. In den folgenden Monaten wird *Trochosa terricola* aber immer in fast gleichmäßigen Individuenzahlen gefangen. Das Herbstmaxima im September ist allerdings kaum ausgeprägt (Abb. 5.47).

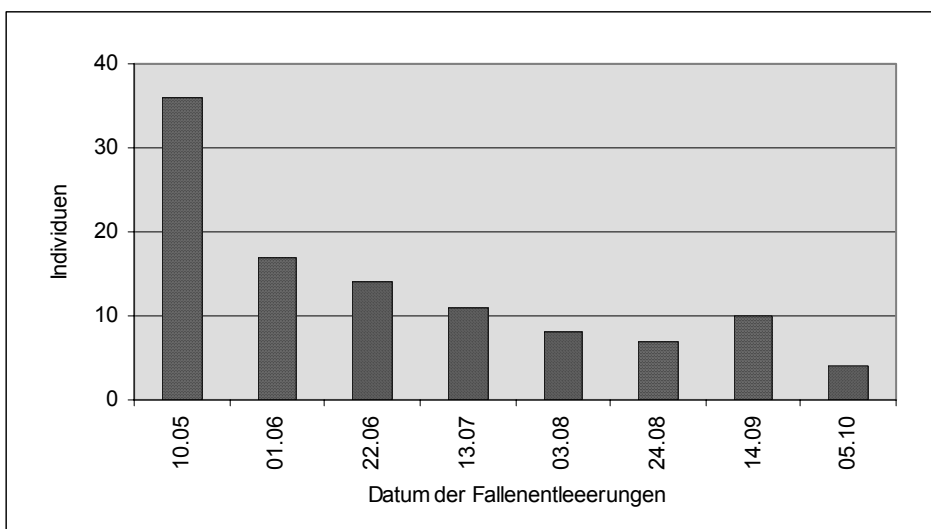


Abb. 5.47: Die Aktivitätszeit der diplochronen Lycosidenart *Trochosa terricola* im Jahr 2001

Alle anderen Arten zählen zu den stenochronen Arten, bei denen sich die Aktivitätszeit der Männchen auf höchstens drei Monate erstreckt. Bei der häufigsten Lycosidae im Gelände *Pardosa lugubris* liegt die Hauptaktivitätszeit in den eigentlichen

Sommermonaten zwischen Juni und September. In der vorliegenden Arbeit konnten die höchsten Abundanzen von Mai bis Mitte Juli gemessen werden. Danach ließen die Fangzahlen stark nach, einige Individuen konnten aber auch im Spätsommer noch erfasst werden (Abb.5.48).

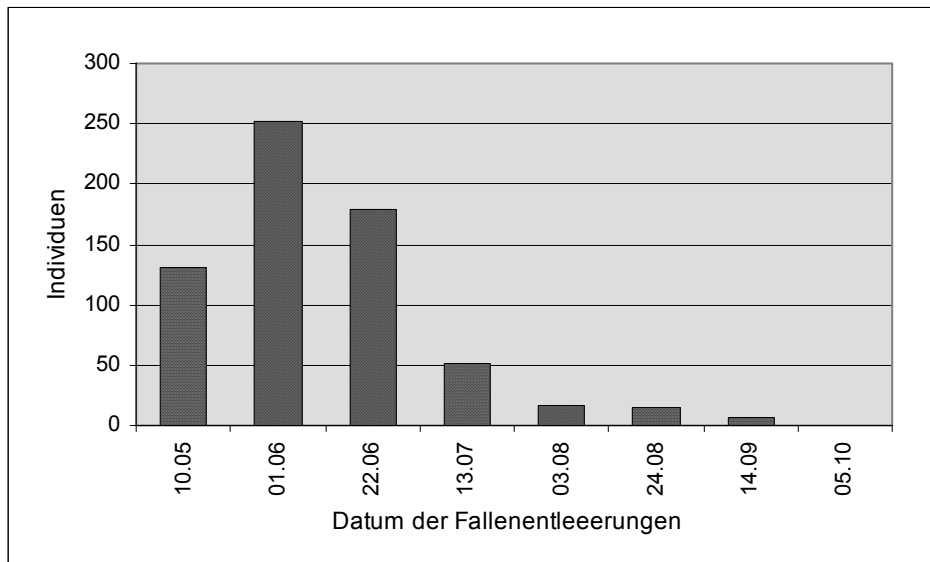


Abb. 5.48: Aktivitätszeit der häufigsten stenochronen Sommerart *Pardosa lugubris* im Jahr 2001

5.2.3.4 Körpergröße

Sechs der neun erfassten Lycosidenarten können in die Größenklasse 2 eingeordnet werden. Zur Größenklasse 3 gehören nur *Alopecosa pulverulenta* und *Trochosa terricola*, die größte Wolfspinne im Untersuchungsgebiet. Bei *Pardosa amentata* werden Männchen und Weibchen zwei unterschiedlichen Größenklassen zugerechnet, wobei in dieser Arbeit nur Weibchen (GK 3) nachgewiesen wurden. Mit nur zwei vertretenen Größenklassen im Untersuchungsgebiet ist die Streuung weitaus geringer als z.B. bei den Laufkäfern. Dies bedeutet für die durchschnittlichen Größenklassen aller erfassten Individuen der jeweiligen Untersuchungseinheiten keine großen Unterschiede. Sie bewegen sich von Größenklasse 2,07 im Fichtenwald und im Buchenwald über 2,25 im Sukzessionswald zu 2,30 im Fichten-Buchenwald. Der durchschnittliche Wert hängt letztlich von der Relation der beiden dominanten Arten *Pardosa lugubris* mit der Größenklasse 2 und *Trochosa terricola* mit der Klasse 3 ab. Zusätzlich zu den auch schon in Tab. 5.33 aufgeführten Größenklassen werden in Tab. 5.34 die durchschnittlichen Körpergrößen der nachgewiesenen Arten nach LOCKET & MILLIDGE (1951) getrennt nach Männchen und Weibchen aufgeführt.

Tab. 5.34: Die Größenklassen (GK) der nachgewiesenen Wolfspinnen mit Angaben der Körpergröße nach LOCKET & MILLIDGE (1951)

	Art	GK	Größe (in mm)	
			M	W
1	<i>Alopecosa pulverulenta</i>	3	5,0 – 8,0	6,5 – 10,0
2	<i>Aulonia albimana</i>	2	3,0 – 3,5	3,5 – 4,5
3	<i>Pardosa amentata</i>	2-3	5,0 – 6,5	5,5 – 8,0
4	<i>Pardosa lugubris</i>	2	4,0 – 5,0	5,0 – 6,0
5	<i>Pardosa prativaga</i>	2	4,0 – 5,0	4,0 – 6,0
6	<i>Pardosa pullata</i>	2	4,0 – 5,0	4,0 – 6,0
7	<i>Pirata hygrophilus</i>	2	4,0 – 5,0	5,0 – 6,0
8	<i>Pirata uliginosus</i>	2	4,0 – 5,0	5,0 – 6,0
9	<i>Trochosa terricola</i>	3	7,0 – 9,0	7,0 – 14,0

5.2.3.5 Mikrohabitat

Entsprechend dem Einsatz von Bodenfallen als Fangmethode können Arten höherer Strata nur zufällig erfasst werden. Als epigäische Raubarthropoden leben die meisten Wolfspinnen unmittelbar auf der Bodenoberfläche. Nur *Pardosa amentata* ist von den hier gefangenen Arten zum Teil auch zwischen den Pflanzen der Krautschicht zu finden, was durch die Mikrohabitate „Grasstreu“ und „auf Gräsern“ bestätigt wird. Bei den Angaben zum Mikrohabitat dominieren die Bewohner der Streuschicht, hier vor allem der Grasstreu. Die zwei Waldarten *Pardosa lugubris* und *Trochosa terricola* sowie *Pirata hygrophilus* als Wald-Feldart sind entsprechend ihren ökologischen Präferenzen häufig auch auf Laubstreu und mit Ausnahme von *Pirata hygrophilus* auch auf Nadelstreu anzutreffen. Dies zeigt auch das Vorkommen der Arten in den Waldbeständen, wobei *Pirata hygrophilus* im Sukzessionswald in erster Linie in der Grasstreu gefangen wurde. Wie schon in Kap. 5.2.3.2 angeführt stimmt die enge Mikrohabitatbeschreibung von *Pirata uliginosus* nicht mit den Ergebnissen dieser Untersuchung überein. An allen Standorten zusammen kommt sie mit höheren Individuenzahlen nicht nur im Moos, sondern auch in der Laubstreu, Nadelstreu und Grasstreu vor.

5.2.3.6 Pflanzenformation

Die Pflanzenformationen in denen die gefangenen Wolfspinnen auftreten sind sehr unterschiedlich. Einzig *Aulonia albimana* und *Pardosa pullata* besitzen auf Halbtrockenrasen das gleiche Schwerpunktverkommen (vgl. Tab. 5.33). Als bevorzugtes Habitat von *Pirata hygrphilus* wird hier Feucht- und Naßwälder inklusiv Weichholz- und Hartholzaue angegeben, also ein verstärkt waldorientierter Lebensraum. Dies gilt entsprechend ihren ökologischen Präferenzen auch für die beiden Waldarten *Pardosa lugubris* und *Trochosa terricola*. Die übrigen vier Arten besitzen ihr Schwerpunktverkommen in verschiedenen Offenlandbereichen (Moore, intensiv bewirtschaftete Feuchtwiesen, extensiv bewirtschaftete Feuchtwiesen, Äcker).

5.2.4 Gefährdete Arten

Da zur Zeit keine Rote Liste der gefährdeten Webspinnen (Arachnida: Araneae) von Rheinland-Pfalz vorliegt, wird hier die Rote Liste von Nordrhein-Westfalen (KREUELS & PLATEN 2002) herangezogen. Von den 41 Wolfspinnenarten in NRW gelten vier Arten als ausgestorben bzw. verschollen, 16 Lycosiden gelten als gefährdet und bei einer Art ist eine Gefährdung anzunehmen. Von den im Untersuchungsgebiet nachgewiesenen Spezies besitzt keine einen solchen Gefährdungsstatus. Dies gilt ebenfalls bei Betrachtung der Roten Liste der Webspinnen von Deutschland (PLATEN et al. 1996).

5.2.5 Vergleich der Einzelfallen der Untersuchungsflächen

5.2.5.1 Sukzessionswald

Bei einer Artenzahl von neun Lycosiden auf der Probefläche wurden in den Fallen 4 und 5 mit jeweils sieben die meisten Wolfspinnen-Arten gefangen. In diesen Fallen wurden auch zusammen mit den Fallen 2, 6 und 11 die höchsten Aktivitätsdominanzen gemessen (Abb. 5.49, Tab. 5.35). Falle 4 liegt in einem relativ wenig beschatteten Bereich, in dem auch bei den Laufkäfern schon die meisten Arten festgestellt werden konnten. Falle 5 wird dagegen zu ca. 50% von Tannenjungwuchs beschattet, was sich auch an der Verteilung der ökologischen Präferenzen ablesen lässt. Während in Falle 4 87,2% Nicht-Waldarten erfasst worden sind, beträgt deren Anteil in der anderen Falle 5 lediglich 25,8%.

Tab. 5.35: Aktivitätsdichte, Artenzahl der Einzelfallen des Sukzessionswaldes

Fallen	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Aktivitätsdichte	17	43	2	39	31	36	12	25	19	11	30	13
Waldarten in %	47,7	60,5	0	12,8	74,2	63,9	58,3	96,0	36,8	90,9	90,0	38,5
Nicht-WA in %	52,9	39,5	100	87,2	25,8	36,1	41,7	4,0	63,2	9,1	10,0	61,5
Artenzahl	3	4	2	7	7	6	5	3	5	3	4	6

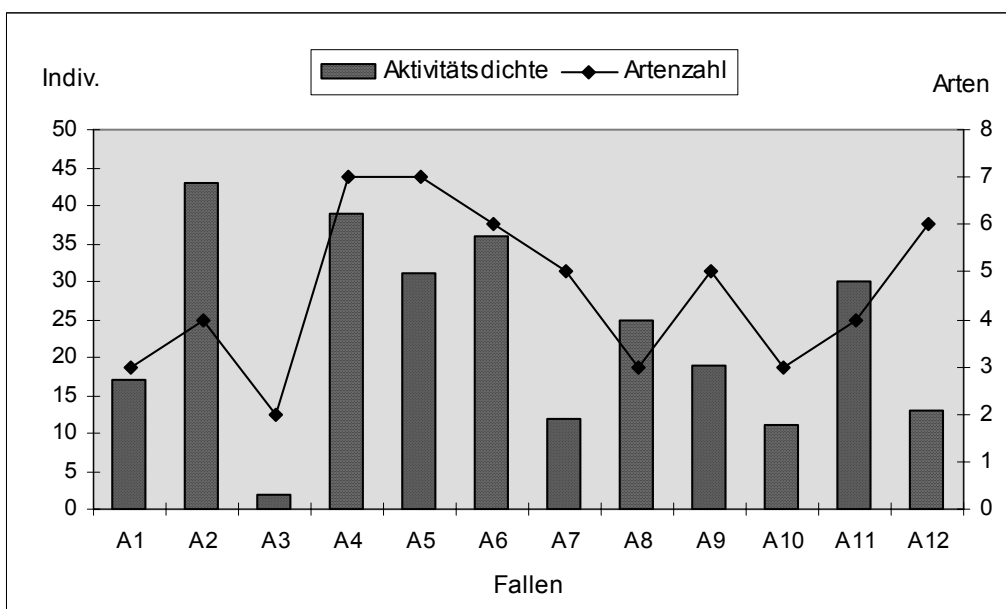


Abb. 5.49: Artenzahl und Aktivitätsdichte der Einzelfallen des Sukzessionswaldes

Die rasche Reaktion der Lycosidae auf kleinräumig unterschiedliche Bedeckungsgrade durch die untere und obere Baumschicht verdeutlicht auch ein hoher positiver Korrelationskoeffizient mit den Waldartenanteilen von 0,7340 (Abb. 5.50).

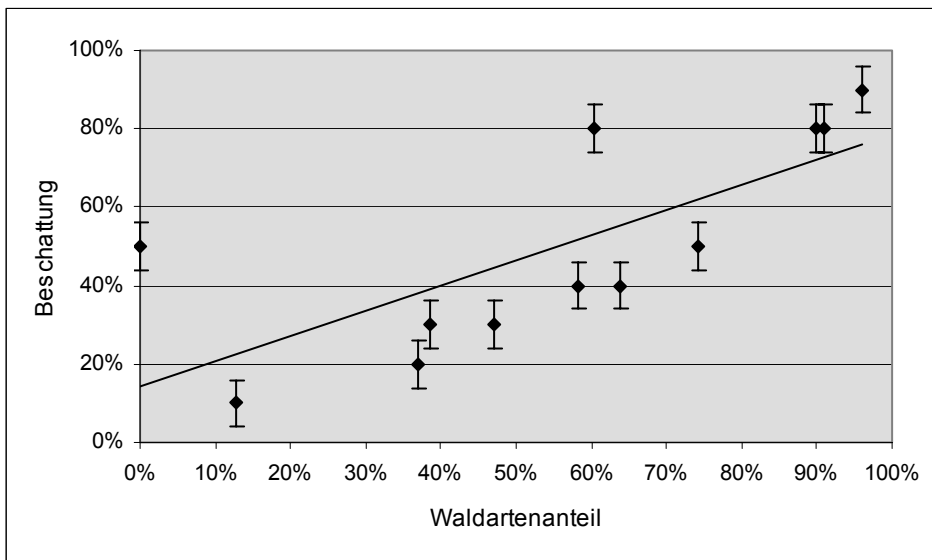


Abb. 5.50: Korrelation zwischen Beschattung (Bedeckung durch die obere und untere Baumschicht) und Waldartenanteil

5.2.5.2 Fichtenwald

Aufgrund der sehr niedrigen Artenzahlen im Fichtenwald können kaum Aussagen zu den Einzelfällen gemacht werden. Auch die Unterscheidung in Wald- und Nicht-Waldarten kann hier kaum Aussagen liefern. Neben den beiden Waldarten *Pardosa lugubris* und *Trochosa terricola* trat nur noch die Offenlandart *Pirata uliginosus* in diesem Bestand auf. Die höchsten Aktivitätsabundanzen konnten in den Fallen 6 und 7 gemessen werden (Abb. 5.51, Tab. 5.36). In vielen Fällen wurden in der einjährigen Fangperiode keine Wolfspinnen erfasst. Die beiden Fallen mit Individuenzahlen von knapp über 20 liegen in einem Bereich des Waldes, der durch Entnahme einiger Fichtenstämme etwas aufgelichteter ist und neben Moos auch eine schwach ausgeprägte Krautschicht besitzt. Geschlossene Waldbestände mit hoher Beschattungsintensität entsprechen damit nicht den Habitatanforderungen der meisten Wolfspinnen.

Tab. 5.36: Artenzahl, Aktivitätsdichte der Einzelfallen des Fichtenwaldes

Fallen	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Aktivitätsdichte	0	0	1	0	6	21	26	2	2	9	0	0
Waldarten in %			100		33,3	95,2	88,5	100	100	55,6		
Nicht-WA in %			0		66,7	4,8	11,5	0	2	44,4		
Artenzahl	0	0	1	0	2	3	2	1	1	3	0	0

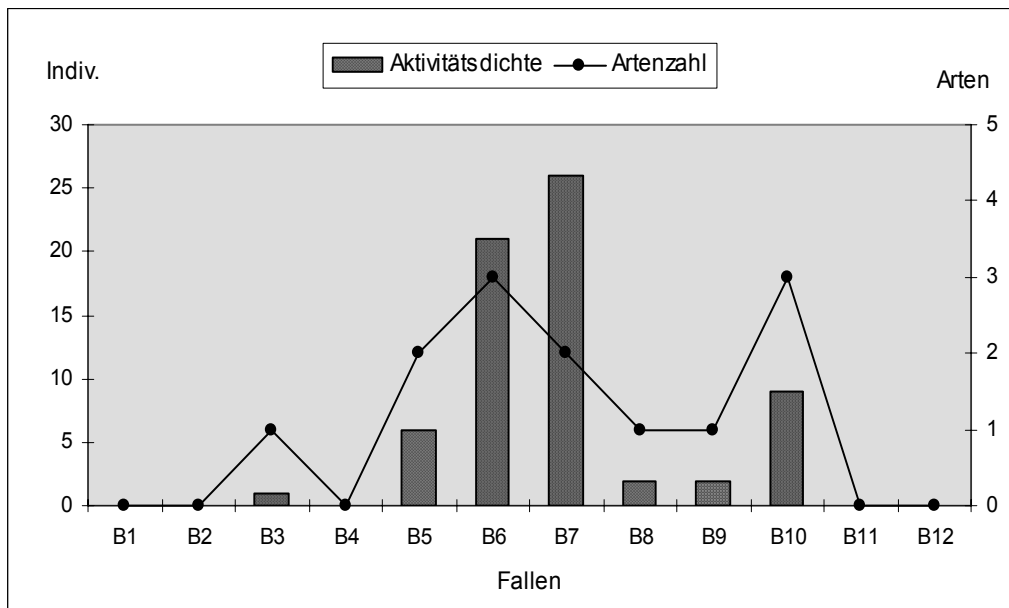


Abb. 5.51: Artenzahl und Aktivitätsdichte der Einzelfallen des Fichtenwaldes

5.2.5.3 Fichten-Buchenwald

In der Tab. 5.37 wird der Fichten-Buchenwald getrennt nach dem Wald ohne Windwurf (FiBuW) und dem Windwurf (FiBuWw) betrachtet. Wegen der geringen Arten- und Individuenzahlen auf den beiden Teilflächen wird auf einen weiteren Vergleich mit ökologischen Kenngrößen verzichtet.

Tab. 5.37: Individuenzahlen der Arten, Dominanzwerte (DO in %), Dominanzklassen (DKL) des Fichten-Buchenwaldes ohne Windwurf (FiBuW) und der Windwurffläche im Fichten-Buchenwald (FiBuWw)

Arten	FiBuW			FiBuWw		
	Indiv	DO	DKL	Indiv	DO	DKL
<i>Pardosa lugubris</i>	30	48,4	ed	5	17,2	d
<i>Trochosa terricola</i>	8	12,9	d	19	65,5	ed
<i>Pirata uliginosus</i>	22	35,5	ed	5	17,2	d
<i>Pardosa pullata</i>	1	1,61	r			
<i>Pirata hygrophilus</i>	1	1,61	r			
	62	100		29	100	

Unter Berücksichtigung der geringen Aktivitätsabundanzen fällt bei den beiden Teilflächen vor allem die unterschiedliche Dominanz von *Pardosa lugubris*, der häufigsten Art auf allen Untersuchungsflächen, auf. Sie wird im Windwurf kaum gefangen, obwohl sie gerade als Art aufgelichteter Waldstrukturen gilt. Dagegen konnte *Trochosa terricola* im FiBuWw mit vier Fallen zahlreicher erfasst werden als im FiBuW mit acht Fallen. Sie scheint, ähnlich wie im Fichtenwald, in geschlossenen Wäldern nicht ihre optimalen Habitatpräferenzen zu finden. Ihre Schwerpunkte finden sich ebenfalls in etwas

aufgelichteten Bereichen mit grundsätzlichem Waldcharakter, wie sie z.B. im Sukzessionswald zu finden sind.

Bei den Einzelfällen konnten die höchsten Abundanzen in den Fallen 6, 9 und 10 gemessen werden (Abb. 5.52, Tab. 5.38). Die Fallen 6 und 10 liegen im unmittelbaren Waldbereich, die Falle 9 im Windwurf des Fichten-Buchenwaldes. In der letzteren wurden die meisten Individuen von *Trochosa terricola* gefangen, in den anderen beiden jeweils *Pardosa lugubris* und *Pirata uliginosus*. Falle 6 liegt in der Nähe des Windwurfes, so dass an dieser Falle zumindest von einer Seite eine Auflockerung mit verstärktem Lichteinfall beschrieben werden kann. Falle 10 liegt in einem Bereich unter Fichten mit sehr wenig Jungwuchs und Falle 9 unter Jungwuchs mit voll ausgebildeter Krautschicht.

Tab. 5.38: Artenzahl, Aktivitätsdichte der Einzelfallen des Fichten-Buchenwaldes

Fallen	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Aktivitätsdichte	2	0	3	1	5	21	2	3	22	23	2	7
Waldarten in %	100		33,3	100	60,0	61,9	0	100	86,4	47,8	100	100
Nicht-WA in %	0		66,7	0	40,0	38,1	100	0	13,6	52,2	0	0
Artenzahl	1	0	3	1	4	3	1	1	3	3	1	2

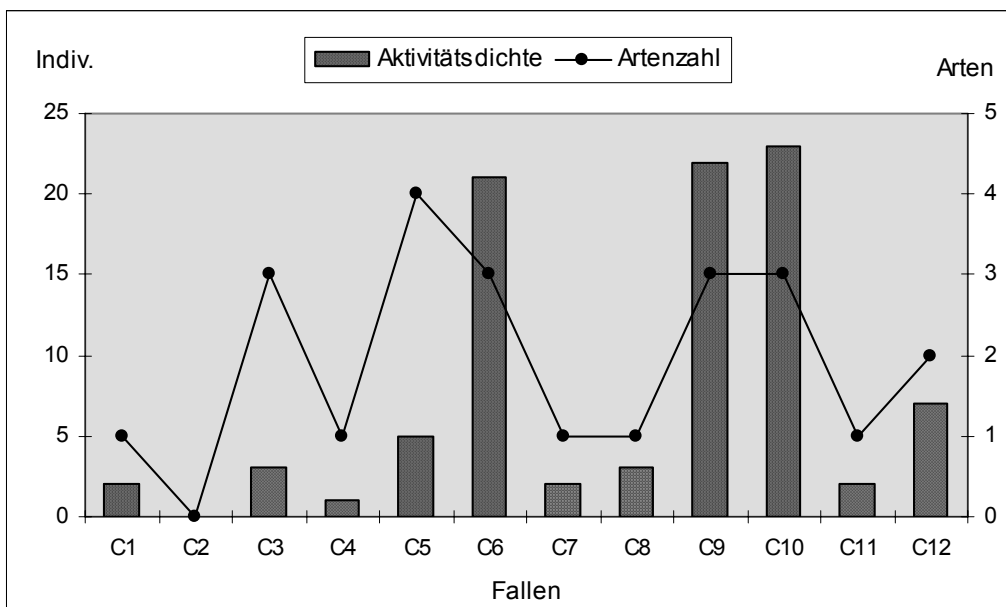


Abb. 5.52: Artenzahl und Aktivitätsdichte der Einzelfallen des Fichten-Buchenwaldes

5.2.5.4 Buchenwald

Von den sieben Wolfspinnen-Arten der Gesamtfläche Buchenwald wurden jeweils sechs auf den Teilflächen Wald (BuoW) und Windwurf (BuWw) nachgewiesen. *Pardosa amentata* konnte nur im BuoW mit zwei Individuen gefangen werden, *Aulonia albimana* trat mit fünf Exemplaren ausschließlich im BuWw auf. Beide sind Arten, die verstärkt im Offenland anzutreffen sind, wobei *Pardosa amentata* als euryök und *Aulonia albimana* als thermophil gilt. Die Dominanzverhältnisse der beiden Teilflächen weisen eine ähnliche Struktur auf (Tab. 5.39). Es dominiert jeweils mit einem sehr hohen eudominanten Anteil von 90,3% im BuoW bzw. 86,2% im BuWw die stenöke Waldart *Pardosa lugubris*. Es folgt mit einer viel geringeren Aktivitätsdominanz die euryöke Waldart *Trochosa terricola* vor den restlichen Nicht-Waldarten.

Tab. 5.39: Individuen, Dominanz (DO in %), Dominanzklassen (DKL) des Buchenwaldes ohne Windwurf (BuoW) und des Windwurfs im Buchenwald (BuWw)

Arten	BuoW			BuWw		
	Indiv	DO	DKL	Indiv	DO	DKL
<i>Pardosa lugubris</i>	308	90,3	ed	144	86,2	ed
<i>Trochosa terricola</i>	14	4,1	sd	11	6,6	sd
<i>Pirata uliginosus</i>	11	3,2	sd	2	1,2	r
<i>Alopec. pulverulenta</i>	5	1,5	r	4	2,4	r
<i>Pardosa amentata</i>	2	0,6	sr			
<i>Pardosa pullata</i>	1	0,3	s	1	0,6	r
<i>Aulonia albimana</i>				5	3,0	r
	341	100		167	100	

Die Ähnlichkeit der Dominanzverhältnisse wird auch durch den Renkonen-Index verdeutlicht, der 93,3% erreicht (Tab. 5.40). Auch die Artenidentitäten nach Jaccard und Sörensen zeigen eine hohe Übereinstimmung. Auch hier zeigt sich also wie bei der Laufkäferzönose, dass die Ähnlichkeit zwischen diesen beiden Teilflächen größer ist als mit der Sukzessionswaldfläche. Während der Wainstein-Index zwischen BuoW und BuWw einen Identitätswert von 66,6% besitzt, liegen die Werte zwischen Suk und den Teilflächen nur bei jeweils etwas über 30%.

Tab. 5.40: Arten- und Domianzidentitäten zwischen Buchenwald ohne Windwurf (BuoW), Windwurf im Buchenwald (BuWw) und Sukzessionswaldfläche (Suk);
 ■ = Flächenpaar mit der höchsten Übereinstimmung

Renkonen	Suk	BuWw	BuoW		BuoW	BuWw	Suk	Sörensen
BuoW	50,8	93,3				83,3	80	BuoW
BuWw	55,1		■		■		80	BuWw
Suk								Suk
Suk								Suk
BuWw	66,7		■		■		36,8	BuWw
BuoW	66,7	71,4				66,6	33,9	BuoW
Jaccard	Suk	BuWw	BuoW		BuoW	BuWw	Suk	Wainstein

Die Verteilung der Aktivitätsabundanzen auf die Einzelfallen hängt fast ausschließlich mit der Zahl der Individuen von *Pardosa lugubris* zusammen. Die meisten Exemplare konnten in den Fallen 1 und 2 gefangen werden (Abb. 5.53, Tab. 5.41). Beide liegen im Waldbereich mit typischer Beschattungsintensität des aufgelockerten Buchenwaldes, mit geringer Kraut-Moosbedeckung und einer ausgeprägten Streuauflage. Zahlreich trat diese Art aber auch in den Fallen 5 und 12 des Windwurfs auf, wo die Beschattung durch die untere Baumschicht hervorgerufen wird und die Krautschicht zumindest in der Umgebung der Falle 12 geschlossen ist. Die höchsten Artenzahlen fallen nicht mit den Individuenmaxima zusammen, sie wurden in den Fallen 10 im Windwurf und 11 im Wald gemessen. In beiden Fällen wurden bei insgesamt nur mittlerer Aktivitätsabundanz fünf Arten nachgewiesen. Die Fallen befinden sich im Randbereich der jeweiligen Teilflächen, wobei aufgrund der faunistischen Ähnlichkeit der beiden Teilflächen Randlinieneffekte kaum von Bedeutung sein sollten. Bei Untersuchungen an epigäischen Raubarthropoden an Buchengruppen in Fichtenbeständen konnte ENGEL (2000) kaum einen Randeffect in Form von höheren Artenzahlen feststellen.

Aufgrund der hohen Dominanz von *Pardosa lugubris* spielen Nicht-Waldarten praktisch keine Rolle. Die höchsten Dominanzen erreichen sie in Falle 9 mit einem Anteil von 18,9%. Dieser Anteil wird gebildet durch das häufigste Vorkommen von *Pirata uliginosus*. Der Bereich ist gekennzeichnet durch eine gut entwickelte Kraut-Moos-Streuschicht und durch zahlreichen noch niedrigen Buchenjungwuchs.

Tab. 5.41: Artenzahl, Aktivitätsdichte der Einzelfallen des Buchenwaldes

Fallen	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Aktivitätsdichte	85	95	12	36	61	35	3	1	37	28	38	77
Waldarten in %	96,5	100	100	94,4	98,4	91,4	100	100	81,1	89,3	89,5	89,6
Nicht-WA in %	3,5	0,0	0,0	5,6	1,6	8,6	0,0	0,0	18,9	10,7	10,5	10,4
Artenzahl	3	1	1	2	3	4	1	1	3	5	5	4

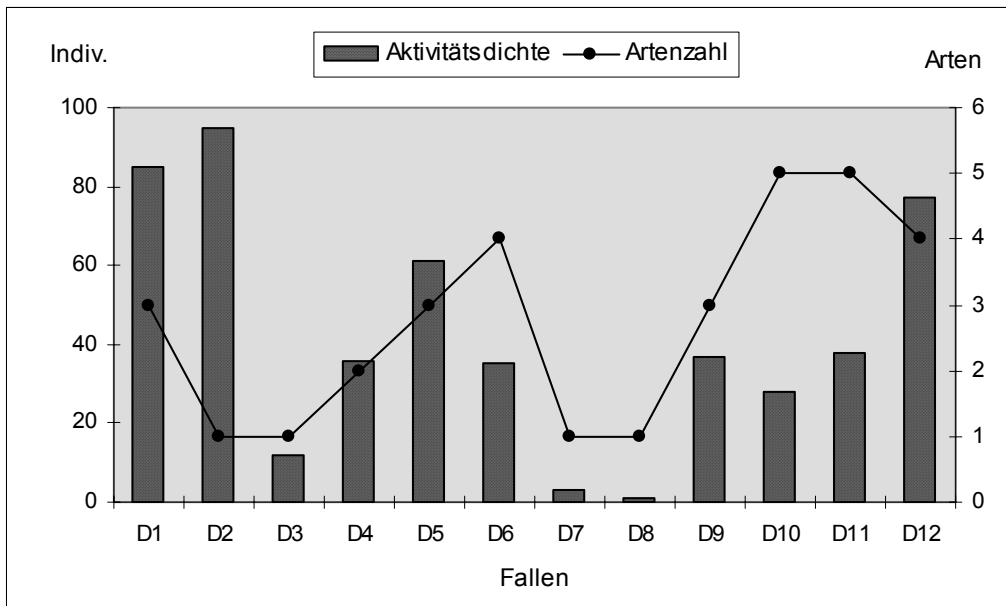


Abb. 5.53: Artenzahl und Aktivitätsdichte der Einzelfallen des Buchenwaldes

6 Diskussion

6.1 Methodendiskussion

6.1.1 Flächenauswahl

Vergleichende faunistische Forschung zur Beurteilung von Entwicklungstendenzen, Zusammenhängen oder Auswirkungen eines Merkmals auf die untersuchten Tiergruppen ist ein zentrales Konzept ökologischer Untersuchungen. In diesem Fall ging es bei der Fragestellung um die Analyse von Entwicklungstendenzen und um Unterschiede der Carabiden- und Lycosidenfauna von Fichten- und Buchenwäldern sowie um das Einbinden von Sukzessionsflächen in die Waldwirtschaft. Wichtig war hierbei Flächen zu finden, die nach Möglichkeit hinsichtlich des Standortes, der Größe und des Klimas ähnliche Verhältnisse aufwiesen. Dies konnte bei vielen Parametern wie Wuchsbezirk, lokales Klima, Höhenstufe und Geländeform weitgehend eingehalten werden, die Größe der Bestände variiert dagegen ein wenig. Da mit zunehmender Flächengröße von einer steigenden Artenzahl ausgegangen werden kann, wurden die Fallen nicht auf der jeweils gesamten Abteilung ausgebracht, sondern im Kernbereich. Dies ermöglichte die Beprobung einer vergleichbaren Flächengröße. Zudem verringerte sich hierdurch die Wahrscheinlichkeit von Randeffekten, die allerdings in manchen Teilbereichen nicht ganz ausgeschlossen werden können.

Eine Wiederholung der Untersuchung in vergleichbaren Waldbeständen mit einer entsprechenden Verdopplung der Probestandorte wäre für die Untersuchung natürlich wünschenswert gewesen, konnte allerdings im Rahmen dieser Arbeit nicht bearbeitet werden. Dies bedeutet, dass aus den Ergebnissen nur mit Vorsicht generelle Schlußfolgerungen gezogen werden dürfen. Zudem beziehen sie sich natürlich speziell auf das Untersuchungsgebiet Mittelsieg-Bergland.

6.1.2 Verwendete Tiergruppen

Carabidae

Carabiden gehören in fast allen Landbiotopen zu den arten- und individuenreichsten Tiergruppen. Ihre differenzierten Ansprüche an den Lebensraum und ihre Reaktionen auf Veränderungen der Umwelt sind relativ gut erforscht (vgl. Kap. 4.4). Die Erfassung mit Bodenfallen ist einfach und kann trotz z.T. unterschiedlicher Gestaltung als Standardmethode angesehen werden. Zudem ist die Determination im Vergleich zu anderen wirbellosen Tiergruppen weniger schwierig. Die Wertstellung der Laufkäfer zur Zustands- und Trenddiagnose von Flächen wird von vielen Autoren beschrieben

(HEYDEMANN 1955, POSPISCHIL & THIELE 1979, BLUMENTHAL 1981, BAEHR 1987, MÜLLER-MOTZFELD 1989, RIECKEN & BLAB 1989, RECK 1990, TRAUTNER 1992, FINCK et al. 1992, DÜLGE et al. 1994, LÖBF 1996, RIECKEN 1997 u.a.).

Im Ökosystem Wald spielen sie als Prädatoren der Bodenoberfläche eine wichtige funktionelle Rolle (DUNGER et al. 1980, ELLENBERG et al. 1986). Entsprechend wird ihre Verwendung bei waldökologischen Studien in der Literatur häufig beschrieben (KOLBE 1989, RIECKEN 1992, SCHERZINGER 1996, SCHEURIG et al. 1996, IRMLER 2001 u.a.). Gerade auch bei der faunistischen Erfassung in Naturwaldreservaten wird die Gruppe der Käfer als Indikatoren empfohlen, wobei hier speziell die Totholzkäfer als Naturnähezeiger von Bedeutung sind (ALBRECHT 1990, RAUH 1993, KÖHLER 1993, DETSCH 1999, PROJEKTGRUPPE FAUNA 1999). Die Artenzahl der Carabiden ist allerdings im Offenland insgesamt höher als in Waldbiotopen, die durch geringeren Artenreichtum bei großer Biomasse gekennzeichnet sind (SZYSZKO 1990). In der Checkliste der Laufkäfer Deutschlands werden aktuell knapp 550 Laufkäfer berücksichtigt (TRAUTNER & MÜLLER-MOTZFELD 1995). Von diesen werden bei MÜLLER-MOTZFELD (2001) 116 Arten aufgeführt, die als Waldcarabiden charakterisiert werden können. Für das Gebiet Rheinland-Pfalz/Saarland reduziert sich dies auf 370 Laufkäferarten mit einem Anteil von ca. 20% Waldcarabiden (SCHÜLE et al. 1997). Diese Zahl reicht aus, um in waldökologischen Studien Erwartungswerte für die Zusammensetzung der Laufkäferzönose zu formulieren und die Zönose mit verschiedenen Kenngrößen zu interpretieren.

Lycosidae

Zusammen mit den Laufkäfern bilden die epigäischen Spinnen als eine weitere Arthropodengruppe in den meisten terrestrischen Lebensraumtypen das dominierende Prädatorennetz auf der Bodenoberfläche. Sie spiegeln ebenfalls fein abgestuft Unterschiede in Habitatstruktur und Mikroklima wider und reagieren schnell auf die Veränderung von physikalischen Faktoren wie Feuchtigkeit und Temperatur. *Pardosa lugubris* und *Trochosa terricola* wandern z.B. ab, wenn sich die Temperatur ändert (HEUBLEIN 1964). Durch ihre aeronautische Verbreitung vermögen Spinnen auch sehr kleine Inselareale zu nutzen (BAUCHHENS 1991). Aufgrund ihrer Indikatoreigenschaften (HÄNGGI 1987, BECK 1991, KIECHLE 1992, HUGENSCHÜTT 1996) werden sie zunehmend bei ökologischen Erhebungen verschiedener Biotoptypen in Naturschutz und Wissenschaft berücksichtigt (KÜHN 1982, MADER 1984, HÄNGGI 1987, 1989, BAEHR 1988, RECK 1990, RIECKEN 1991, 1992, FINCK et al. 1992, SCHIKORA 1993, BLICK 1994, BÖHMER et al. 1995, ENGEL 2000, LOCH 2002, MELZER-GEISLER 2003 u.a.). Ihre Erfassung kann

ebenfalls problemlos über den Einsatz von Barber-Fallen erfolgen. In vielen Studien werden allerdings nicht ausgewählte Spinnenfamilien verwendet, sondern die gesamte Tiergruppe. Im Unterschied zu den Laufkäfern beziehen sich deshalb einige Gründe für die Eignung als Indikatoren auf die Araneae als Ganzes und nicht auf die Lycosidae im Speziellen. Dieses Problem betrifft vor allem die Artenzahl der Wolfspinnen in bestimmten Lebensräumen. Von den 41 Arten, die in Nordrhein-Westfalen bisher nachgewiesen werden konnten, besitzen nur fünf Wolfspinnen ein Schwerpunktverkommen in Waldhabitaten (KREUELS & PLATEN 2002). Eine von diesen Lycosiden gilt zudem als ausgestorben. Zwei weitere Arten können zumindest als Feld-Waldarten definiert werden, deren Verbreitung in erster Linie durch das Feuchtigkeitsregime eines Biotops bestimmt wird. Selbst die im Untersuchungsgebiet nachgewiesenen Waldarten *Pardosa lugubris* und *Trochosa terricola* meiden geschlossene Waldbestände. Sie zeigen deutliche Schwerpunkte in Waldrandbereichen oder in aufgelichteten Waldbeständen. Für die Wolfspinnen können folglich keine Erwartungswerte für die Zusammensetzung einer naturnahen Waldzönose formuliert werden. Dies bedeutet, dass die Lycosidae kaum als alleinige Indikatorgruppe in waldökologischen Studien geeignet sind. Aufgrund ihrer schnellen und auch kleinräumigen Reaktion auf spezielle strukturelle Veränderungen können sie als Ergänzung herangezogen werden. Diese Veränderungen umfassen in erster Linie, wie oben beschrieben, Auflichtungen im Wald als Folge waldbaulicher Maßnahmen oder das Auftreten von Freiflächen durch Windwurf oder Kalamitäten.

6.1.3 Ökologische Kenngrößen

Ökologische Typisierung

Innerhalb der vielen synökologischen- und autökologischen Kenngrößen kommt der ökologischen Charakterisierung der erfassten Arten eine zentrale Stellung zu. Hierdurch können lebensraumtypische Arten benannt werden, die eindeutige Schwerpunkte in bestimmten Biotopen besitzen oder auf Strukturen bzw. ökologische Faktoren innerhalb des Untersuchungsgebietes spezialisiert sind (RIECKEN & BLAB 1989). Dies ermöglicht auch qualitative Aussagen und Beurteilungen über die Zönose eines Standortes.

Ohne Berücksichtigung der ökologischen Differenzierung der nachgewiesenen Arten besitzen einige Indizes wie die Artenzahl oder die Diversität einer Fläche keine qualitative Aussagekraft (RIECKEN 1992). Sie können zu einer positiven Beurteilung von lebensraumuntypischen Arten führen, die z.T. als Störungsanzeiger eigentlich negative Entwicklungen dokumentieren. Erst mit der Ermittlung der Habitatansprüche können

qualitative Vergleiche von Zönosen der untersuchten Biotopstrukturen vorgenommen werden.

Auch wenn der Kenntnisstand zur Ökologie vieler Carabiden- und Lycosidenarten inzwischen relativ weit fortgeschritten ist (vgl. Kap. 4.4, 4.5), erschweren doch unterschiedliche autökologische Klassifizierungen den Einsatz und die Vergleichbarkeit der ökologischen Charakterisierungen. *Carabus problematicus* wird z.B. teils als euryöke Waldart, teils als stenöke Waldart beschrieben. Dies führt aufgrund der hohen Dominanzen dieses Carabiden auf den Untersuchungsflächen in der vorliegenden Arbeit zu erheblichen Unterschieden bei der qualitativen Bewertung der Waldbestände hinsichtlich ihrer Ausstattung mit eng eingemischten Laufkäfern. Nur regional wurden bisher Übersichten über die ökologischen Ansprüche von Carabiden erstellt (BARNDT et al. 1991, RIECKEN 1997, RAHLS & RIECKEN 1999). In den Arbeiten wurden umfangreiche Daten zu verschiedenen Lebensraumtypen ausgewertet, allerdings verwenden sie eine unterschiedliche Systematik bei der Biotoptypisierung. Dies gilt auch für die Liste der Waldcarabiden Deutschlands, die auf der Tagung der Gesellschaft für Angewandte Carabidologie (MÜLLER-MOTZFELDT 2001) vorgestellt wurde. Hier erfolgt eine vereinfachte Typisierung anhand von Lebensraumtypen wie sie von TRAUTNER et al. (1997) in der Roten Liste der Laufkäfer Deutschlands verwendet wurde. Eine wünschenswerte generalisierte Darstellung der Habitatbindung von Laufkäfern einschließlich der Waldlaufkäfer in Abhängigkeit von der naturräumlichen Gliederung Deutschlands (SSYMANEK & HAUCK 1998) wird nach MÜLLER-MOTZFELDT (2001) zur Zeit von der Gesellschaft für Angewandte Carabidologie vorbereitet.

Bei den Spinnen bzw. Wolfspinnen wurden schon einige Arbeiten erstellt, die versuchen, die ökologischen Ansprüche der Arten standardisiert darzustellen (MARTIN 1991, PLATEN et al. 1991, REINKE & IRMLER 1994, HÄNGGI et al. 1995, PLATEN et al. 1999, RIECKEN 2000, KREUELS & PLATEN 2002). Hier setzt sich zunehmend die ökologische Typisierung nach PLATEN et al. (1991) durch, ergänzt mit Angaben zum Schwerpunkt-vorkommen in bestimmten Pflanzenformationen, der Habitatbindung und Aussagen zum Mikrohabitat. Mit Ausnahme von HÄNGGI et al. (1995) beziehen sich aber die Arbeiten ebenfalls auf regionale Untersuchungen. Dies verdeutlicht die Schwierigkeit, ein überregionales Verzeichnis, welches regionale Spezifitäten berücksichtigt und zudem praktisch in Wissenschaft und Planung einsetzbar ist, zu erstellen. Ein Zeigersystem im Sinne von ELLENBERG et al. (1992), wie es von einigen Autoren schon untersucht bzw. diskutiert wurde (PLATEN 1992, 1994; KROPF 1993; STUMPF 1997), erscheint zumindest zum jetzigen Zeitpunkt noch als sehr schwierig. Allerdings müsste ein überregionales standardisiertes

System auch nicht unbedingt diesen, wenn auch für die Praxis wünschenswerten Ansprüchen genügen.

Rote Liste

Ein weiteres Kriterium, das häufig bei der Bewertung von Flächen herangezogen wird, ist das Vorkommen von gefährdeten Arten gemäß den Einstufungen der Roten Liste. Solche Arten werden vor allem bei Fragen zur Schutzwürdigkeit von Gebieten als Entscheidungshilfen verwendet. Auch hier muß natürlich die Einnischung der Art berücksichtigt werden. SCHÜLE et al. (1997) beschreiben einen Anteil von 31% gefährdeter Laufkäferarten bei Bewohnern von Wäldern, Vorwäldern und Waldsäumen (einschließlich Extremstandorte und junge Sukzessionsstadien). Von den Carabiden, die in Deutschland ein Schwerpunktorkommen in Waldgebieten besitzen, kann nach MOTZFELDT (2001) immerhin bei 45,7% der Arten ein Gefährdungsgrad in der Roten Liste ausgewiesen werden. Hier dürfte sich die größte Zahl allerdings auf Bewohner von Auwäldern, jungen Sukzessionsstadien oder auf Gebirgsarten beziehen. Allerdings kann auch durchaus eine größere Anzahl an mesophilen Waldarten als gefährdet klassifiziert werden. Bei den Wolfspinnen, die eine Habitatbindung an Wald oder Feld/Wald aufweisen, gelten nur zwei Arten mit einem Schwerpunktorkommen in trockenen Waldformationen als gefährdet (vgl. KREUELS & PLATEN 2002). Insgesamt ist in Buchen- oder Fichtenwäldern mit einer natürlicherweise geringeren Ausstattung an Laufkäfern und Wolfspinnen der Anteil an Rote Liste-Arten gering.

In der vorliegenden Arbeit wurden zwei Laufkäferarten mit einem Gefährdungsstatus in Rheinland-Pfalz (*Agonum fuliginosum*, *Leistus spinibarbis*) nachgewiesen, wobei *Agonum fuliginosum* als Art der Vorwarnstufe eingeordnet wird. Beide Laufkäfer können prinzipiell im Sukzessionswald Bedingungen vorfinden, die ihren bevorzugten Lebensraumtypen ähneln. Durch die heterogene Struktur der Untersuchungsfläche bietet sie sowohl eher feuchte Bereiche mit dichter Vegetation, was den Präferenzen von *Agonum fuliginosum* entspricht, als auch offene, trockene Areale für *Leistus spinibarbis*. Da es sich bei den zwei Carabiden aber nur um jeweils einen Einzelfund und damit ggf. um eine zufällige Erfassung handelt, können aus ihrem Auftreten keine Rückschlüsse auf den Wert des Sukzessionswaldes gezogen werden.

6.2 Ergebnisdiskussion

6.2.1 Vergleich der Untersuchungsflächen

Insgesamt wurden im Untersuchungsgebiet 28 Laufkäferarten nachgewiesen. Die höchsten Artenzahlen konnten mit jeweils 20 im Buchenwald und auf der Vorwaldfläche nachgewiesen werden, während im Fichten-Buchenwald mit 16 Carabiden etwas weniger und im Fichtenwald mit 10 deutlich weniger gefangen wurden. Im Gegensatz zum Buchenwald und zum Sukzessionswald konnten in den beiden Fichtenbeständen keine exklusiven Arten erfasst werden. Im Buchenwald wurden drei euryöke Waldlaufkäfer, im Vorwald wurden sechs Arten mit euryöken Wald- oder Offenlandpräferenzen erfasst. Hinsichtlich der Aktivitätsdichten fällt nur der Sukzessionswald mit 522 Individuen im Vergleich zu den geschlossenen Waldbeständen (Fichtenwald, Fichten-Buchenwald, Buchenwald) etwas ab.

Bei Betrachtung des Wainstein-Index zeigt die Artausstattung und die Dominanzverteilung insgesamt relativ große Übereinstimmungen. Dies gilt vor allem für die beiden Fichtenwälder. Mit Ausnahme von *Carabus coriaceus* traten alle Arten des reinen Fichtenforstes auch im Fichten-Buchenwald auf. Eine hohe Identität existiert gerade bei der Struktur der Carabidenzönosen der beiden Standorte. *Carabus problematicus* dominiert mit eudominantem Anteil und auch die weiteren Hauptarten besitzen fast identische Dominanzwerte. Einen ähnlich hohen Wainstein-Index besitzen die Flächen Buchenwald und Fichten-Buchenwald. Er liegt nur um 4 Prozentpunkte niedriger als der zwischen den beiden fichtendominierten Flächen. Hier lässt sich die Übereinstimmung allerdings vor allem auf das Arteninventar zurückführen, während die Dominanzstruktur noch größere Unterschiede erkennen lässt. Vor dem Hintergrund einer insgesamt eher geringeren zu erwartenden Artenvarietät in den Waldbeständen können hier vor allem an der Zönosenstruktur Unterschiede festgemacht werden. Dies bedeutet, dass der Fichtenwald mit Jungwuchs eine Mittelstellung zwischen Fichtenwald und Buchenbestand einnimmt, die Laufkäferausstattung aber dem ersteren noch näher steht.

Die geringsten Übereinstimmungen bestehen zwischen dem Sukzessionswald und dem Fichtenwald. Die strukturellen Unterschiede der Fläche bezüglich Vegetation, Vielfalt kleinräumiger Lebensräume und die daraus resultierenden kleinklimatischen Gegebenheiten spiegeln sich in deutlich geringeren Arten- und Dominanzidentitäten wider. Der Vergleich des Sukzessionswaldes mit dem Fichten-Buchenwald und vor allem mit dem Buchenwald zeigt aber, dass auch diese Fläche nicht über eine grundsätzlich andere Carabidenausstattung verfügt. Neben einem etwas verstärktem Auftreten von Offenlandarten, konnten auch hier die meisten zu erwartenden Waldlaufkäfer

nachgewiesen werden. Einzig die stenöke Art *Abax ovalis* konnte ausschließlich in den drei geschlossenen Wäldern gefangen werden. Für *Abax ovalis* und auch für *Abax parallelus* konnte ASSMANN (1994) zeigen, dass sie in Norddeutschland in erster Linie sehr alte Waldbestände besiedeln. *Abax parallelus* konnte allerdings im Sukzessionswald nachgewiesen werden und auch bei den Fichtenwäldern handelt es sich nicht um primäre Waldbestände. Durch die sehr walddreiche Umgebung wird allerdings auch eine Wieder- oder Neubesiedlung mit den nicht flugfähigen Waldcarabiden erleichtert.

Hinsichtlich der Laufkäferstruktur bestehen vor allem zwischen Sukzessionsfläche und Buchenwald große Ähnlichkeiten. Auf beiden Flächen erreichen die drei häufigsten Carabiden *Pterostichus niger*, *Carabus problematicus* und *Abax parallelepipedus* zusammen ähnliche Dominanzwerte. Dies weist trotz unterschiedlicher Ausprägung der Bodenvegetation und Streuschicht auf in weiten Teilen des Sukzessionswaldes ähnliche klimatische Gegebenheiten bezüglich Strahlungshaushalt und Feuchtigkeitsregime wie im Buchenwald hin.

Die Unterschiede der Lycosidenzönosen der Untersuchungsflächen stellen sich uneinheitlicher dar. Die meisten Arten konnten im Vorwald mit neun Wolfspinnen, die wenigsten im Fichtenforst mit nur drei nachgewiesen werden. Große Unterschiede gibt es im Gegensatz zu den Carabiden bei den Aktivitätsdichten. 508 Individuen im Buchenwald stehen lediglich 67 im Fichtenwald gegenüber. Auch der Fichten-Buchenwald kann als ziemlich individuenarm eingestuft werden, während hier der Sukzessionswald eine Mittelstellung zwischen den beiden Fichtenwäldern und dem Buchenwald einnimmt. Aufgrund der geringen Artenzahlen bei großen Unterschieden der Aktivitätsdichten und der nur eingeschränkten Aussagekraft der Wolfspinnen als Bioindikatoren in Wäldern ist die Interpretation von Übereinstimmungen der Arten- und Dominanzidentität schwierig und sehr uneinheitlich. Hohe Identitäten zwischen reinem Fichtenwald und Buchenwald hinsichtlich der Dominanzstruktur stehen zum Beispiel geringe bei der Artenausstattung gegenüber. Laut Wainstein-Index besteht die größte Ähnlichkeit zwischen Sukzessionswald und Fichten-Buchenwald. Bei Betrachtung der Artenzahl von drei und fünf und der Aktivitätsdichte von 67 und 91 Individuen würde man dagegen eine hohe Ähnlichkeit der beiden Fichtenwälder beschreiben, wie es auch die Laufkäferzönosen andeuten. Die Entwicklung der Dominanzstruktur hängt zudem in erster Linie mit dem Vorkommen von *Pardosa lugubris* zusammen. Damit können nur Zusammenhänge zwischen dem Massenaufkommen von *Pardosa lugubris* bzw. dem Auftreten anderer Arten und den Flächenstrukturen analysiert werden. Grundsätzliche Aussagen zum Vergleich der Flächen mit Hilfe der Identitätsindizes sind kaum möglich.

6.2.2 Charakterisierung der Waldbestände und Einnischung der Arten

Wenn es um den Rückgang von Diversität in den deutschen Wäldern geht, wird häufig eine naturferne Forstwirtschaft als Verursacher diskutiert (HEYDEMANN 1982, SPAHL & VOLK 1983, BAYER 1987, ALTENKIRCH 1988, AMMER et al. 1989, POPP 1989, KLÖCK 1990, SPAHL 1990, PIMM et al. 1995, VOLK 1995, SCHERZINGER 1996, BODE 1997, HÄUSLER & SCHERER-LORENZEN 2002 u.a.). Vor diesem Hintergrund wird vor allem der Aufbau von eng geschlossenen Fichtenreinbeständen außerhalb des natürlichen Verbreitungsgebietes als ein entscheidender Negativfaktor genannt. In den letzten Jahren konnten allerdings einige Untersuchungen zeigen, dass auch diese Wälder einen Lebensraum für verschiedene Pflanzen- und Tierarten bieten können (TICKELL 1994, SCHULZ 1996, SCHUBERT 1998, ENGEL 2000).

Allgemein sind Waldstandorte gegenüber Offenlandbiotopen mit durchschnittlich 10-30 Laufkäferarten als relativ arm anzusehen. Speziell in Buchenwäldern mit eher geringer Bodenvegetation und einer im Vergleich zu anderen Laubbaumarten schwer zersetzlicher Streu (DUNGER 1958) können mit Bodenfallen selten mehr als 20 Arten erfasst werden (REIS 1975, SPÄH 1980, MARTIUS 1986, RAUH 1993, STEINWEGER 1998, HÖLLING 2000). Entsprechend liegen die nachgewiesenen 20 Laufkäfer im Buchenwald im Rahmen des auch von anderen Autoren ermittelten Arteninventars. Bei dieser Untersuchung konnten im Fichtenwald nur 10 Laufkäfer nachgewiesen werden, die Carabidenzönose zeigt sich also deutlich artenärmer als die des Buchenwaldes. Die geringen Laufkäferzahlen im Fichtenwald werden auch von anderen Untersuchungen bestätigt (DETSCH 1999, AMMER & SCHUBERT 1999). IRMLER (2001) konnte dagegen in schleswig-holsteinischen Wäldern keine Unterschiede zwischen Laubwaldforsten und Nadelforsten feststellen.

Die Individuenzahlen der Laufkäfer unterscheiden sich dagegen relativ wenig, obwohl durch die Bewirtschaftungsweise deutliche Unterschiede in der Ausbildung der Kraut-Strauchschicht aufgenommen werden konnten. LAMPARSKI (1988) fand z.B. deutliche Zusammenhänge zwischen Ausbildungsgrad der Krautschicht und Laufkäferabundanzen. Er erklärt dies mit der differenzierenden und strukturschaffenden Wirkung der Krautschicht und führt die hohen Abundanzen auf ein erhöhtes Ressourcenangebot zurück. Ähnliche Beobachtungen machten auch LAUTERBACH (1964) und HÖLLING (2000), die in sauerländischen Wäldern mit weniger Unterwuchs geringe Individuenzahlen fanden. Im Gegensatz dazu konnte ENGEL (2000) keine deutlichen Zusammenhänge der Arten- und Individuenzahlen mit der Deckung der Krautschicht feststellen. Sie ermittelte die Laubstreumenge als wichtigen Lebensraumfaktor, der als Nahrungsquelle für Beutetiere, als lückenreiches Kleinhabitat und mit ausgeglichenem feuchtem Mikroklima positive

Auswirkungen auf die epigäische Räuber hat (s.a. LOREAU 1987, PAJE & MOSSAKOWSKI 1984). Im Gegensatz zu den engen Interstitialräumen der Nadelstreu bietet eine dicke Laubstreuschicht einen großmaschigen, heterogenen Lebensraum mit differenzierteren Lebensmöglichkeiten für die Arthropoden. Hinsichtlich der Individuenzahlen kann auch diese Untersuchung keinen Zusammenhang mit der Kraut-Strauchschicht feststellen. Gerade im zusätzlichen Vergleich mit der heterogenen Struktur des Sukzessionswaldes, in dem die Aktivitätsdichte um rund 250 Individuen niedriger lag, kann hier die Aussage, dass eine größere Vegetationsfülle zu einem erhöhten Angebot an Nahrung führt und damit zu höheren Aktivitätsdichten, nicht unmittelbar aus den Ergebnissen abgelesen werden. Da es sich bei den Angaben nicht um reale Abundanzen handelt, kann sich die Entwicklung einer ausgeprägten bodennahen Vegetation allerdings auch negativ auf den Fangerfolg ausgewirkt haben. Die Erhöhung des Raumwiderstandes für die epigäischen Räuber und auch ein verändertes Nahrungsangebot kann die Laufaktivität der Laufkäfer eingeschränkt haben (KENTER et al. 1996). Eine positive Auswirkung der Struktur- und Nischenvielfalt auf den Untersuchungsflächen mit ausgeprägter Vegetationsdeckung kann hier in Bezug auf die Artenzahlen allerdings bestätigt werden.

Der Übergang vom Fichtenwald zum Fichten-Buchenwald und dann zum Buchenwald wird auch durch die anderen autökologischen Kenngrößen unterstrichen. Alle Flächen werden von Waldarten dominiert, welche schattige Habitate und ein feucht-kühles Mikroklima bevorzugen. Im Fichtenwald erreichen sie einen Anteil von 100%. Hier steht der Bestand durch die geringe Durchforstung noch so eng, dass er das Eindringen von euryöken Offenlandarten oder Ubiquisten verhindert. Im Fichten-Buchenwald treten vereinzelt Nicht-Waldarten in sehr geringen Abundanzen auf und im Buchenwald kommen zumindest einige Arten wie der Ubiquist *Harpalus latus* in nennenswerten Aktivitätsdichten vor. Dennoch ist auch hier der Gesamtdominanzanteil von Nicht-Waldarten sehr gering. Auch die Werte für die Verteilung der Flugdynamiktypen, Phänologie und Körpergrößen entsprechen den Erwartungswerten für Waldhabitate. Die Abstufung erfolgt genau wie bei den ökologischen Präferenzen immer vom Fichtenwald über den Fichten-Buchenwald zum Buchenwald. Zudem ist der Unterschied zwischen den beiden Fichtenbeständen immer kleiner als der zum Buchenwald.












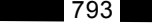









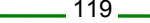








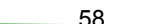


Auch die Einzelfallen zeigen die Monotonie des reinen Fichtenforstes, hier konnten durchschnittlich 63,3% des gesamten Arteninventars mit einer Falle erfasst werden, während der Wert im Fichten-Buchenwald 47,9% und im Buchenwald 42,1% beträgt. Auch zeigten die einzelnen Fallen nur sehr geringe Unterschiede in den Artenzahlen,

wogegen speziell im Buchenwald die Arten- und Individuenzahlen große Abweichungen aufwiesen.

Der Einfluss unterschiedlicher Baumarten auf die Zusammensetzung der Carabidenzönose wird in der Literatur unterschiedlich diskutiert (KOLBE 1981, HEYDEMANN 1982, WEIDEMANN & SCHAUERMANN 1986, LAMPARSKI 1988, HEIJERMAN & TURIN 1989, VOGEL & KROST 1990, REDDERSEN & JENSEN 1991, RINK 1992, COIL et al. 1995, ENGEL 2000, IRMLER 2001). Von Bedeutung dürften allerdings in erster Linie die indirekten Auswirkungen auf das Mikroklima und die Mikrostruktur der Bodenoberfläche, einschließlich organischer Substanz des Bodens, auf die Streuschicht oder den pH-Wert sein. Vor allem Feuchte und Temperatur als Hauptklimafaktoren sind für die Laufkäfer von Bedeutung (SCHEURIG et al. 1996, MOTZFELDT 2001). Die geringeren Artenzahlen im reinen Fichtenforst dürften demnach auf die relativ dicht angeordneten Stämme zurückzuführen sein. Beim Vergleich mit der Fichten-Buchenwaldfläche sollte eine plenterartige Bewirtschaftung der Fläche im Laufe der Zeit zu einer Öffnung der Waldfläche und damit zu veränderten mikroklimatischen Bedingungen führen. Dies ermöglicht dann das Eindringen von weiteren Waldarten, die etwas lichtere Strukturen bevorzugen. Zudem können zumindest als Begleitarten auch Laufkäfer hinzukommen, die als eurytope Offenlandarten oder als Ubiquisten ein Mindestmaß an Strahlung benötigen. Die strukturellen Änderungen dürften also für die Zusammensetzung der Zönose wichtiger sein als die Wahl der Baumarten beim Umbau. Die Auswirkungen des Einbringens zusätzlicher Baumarten in die durch die Plenterung entstandenen kleinräumigen Lücken auf die Carabidenzönose können allerdings zum jetzigen Zeitpunkt nicht bewertet werden. Grundsätzlich lassen sich aber durch eine Erhöhung der Laubbaumzahlen auf einer Fichtenwaldfläche positive Entwicklungen durch eine veränderte Streuauflage und Bodenvegetation erwarten, so dass sich die Laufkäferzönose weiter in Richtung der eines naturnäheren Bestandes entwickelt.

Eine zusammenfassende Übersicht der Unterschiede zwischen den drei geschlossenen Waldbeständen zeigt die Tab. 6.1. Neben den Arten- und Individuenzahlen sind hier Laufkäferarten aufgeführt, deren Aktivitätsdichten größere Differenzen aufweisen und mindestens mit 20 Individuen erfasst worden sind. Die Werte werden durch Balken veranschaulicht, bei denen geringere Angaben prozentual dünner dargestellt werden, als höhere. Der größte Balken orientiert sich an der höchsten Artenzahl von 20 im Buchenwald bzw. der höchsten Individuenzahl von 896 im Fichten-Buchenwald.

Tab. 6.1: Unterschiede in der Laufkäferfauna der drei Waldbestände
 Legende: schwarze Balken: Arten und Individuen gesamt
 grüne Balken: Waldarten
 rote Balken: Nicht-Waldarten

Laufkäfer	 Fichtenwald	 Fichten-Buchenwald	 Buchenwald
Arten	 10	 16	 20
Waldarten	 10	 12	 16
Nicht-Waldarten	0	 4	 4
Aktivitätsdichte	 793	 896	 855
Waldarten	 793	 880	 789
Nicht-Waldarten	0	 16	 65
<i>C. pobleumaticus</i>	 460	 417	 119
<i>Pt. niger</i>	 87	 112	 168
<i>Pt. oblongopunctatus</i>	 55	 57	 117
<i>A. ovalis</i>	 5	 13	 58
<i>H. latus</i>	0	 5	 29

Bei Betrachtung der Wolfspinnenzönose fallen weniger die unterschiedlichen Artenzahlen als vielmehr die Abundanzen der drei Flächen auf. Die geringen Artenzahlen zwischen drei und sieben Wolfspinnen wurden auch von anderen Untersuchungen in Waldhabitaten bestätigt (ENGEL 2000, RIECKEN 2000). Mit sieben Arten zeigt der Buchenwald sogar noch eine etwas höhere Artenausstattung. Die Individuenzahlen liegen im Buchenwald um ein Vielfaches höher als auf den anderen beiden Flächen. Spinnen gelten hauptsächlich als Indikatoren für die Struktur von Habitaten (SCHAEFER 1970, NYFELDER & BENZ 1981, DUMPERT & PLATEN 1985, SCHEIDLER 1990, FOELIX 1992 u.a.). Allerdings spielt dies vor allem bei netzbauenden Spinnen in Form verfügbarer Fangnetzplätze eine Rolle (SCHAEFER 1978). Ein weiterer positiver Einfluss kann durch die Laubstreuschicht ausgeübt werden (BULTMAN & UETZ 1982, KIECHLE 1992). Von besonderer Bedeutung für die Wolfspinnen ist in der vorliegenden Arbeit die Öffnung der geschlossenen Waldbestände, die neben den Auswirkungen auf die Entwicklung der Bodenvegetation vor allem unmittelbar das Mikroklima beeinflusst. Dies ermöglicht das häufige Auftreten von *Parodosa lugubris*. Lichtungseffekte im Wald können bei dieser Art zu extrem unterschiedlichen Aktivitätsabundanzen führen, selbst bei gleichen Waldbiototypen (RIECKEN 2000).

Auch die Verteilung der ökologischen Typen weist die Öffnung der Waldstrukturen als ein wesentliches Merkmal für die Wolfspinnenzönose aus. Die euryöken *Waldarten Pardosa lugubris* und *Trochosa terricola* treten in allen drei Beständen mit relativ hohen Aktivitätsdichten auf. Vom Fichtenwald über den Fichten-Buchenwald bis zum Buchenwald treten dann auch zunehmend weitere Arten mit Präferenzen für offene Areale hinzu. JUNKER & ROTH (2000) stellten bei Untersuchungen über Eingriffe in die Überschirmung in Bergmischwäldern ebenfalls steigende Lycosidenzahlen mit zunehmender Auflichtung fest. Für die Entwicklung der Wolfspinnenzönose dürfte bei weiterem Umbau des Fichtenwaldes also vor allem der Grad der durch die Bewirtschaftung verursachten Öffnung des Waldes von Bedeutung sein.

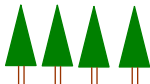












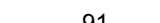

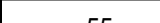














In Tab. 6.2 werden, genau wie bei den Laufkäfern in Tab. 6.1, noch einmal Unterschiede in den Artenzahlen und in den Aktivitätsdichten der Wolfspinnen dargestellt.

Tab. 6.1: Unterschiede in der Wolfspinnenfauna der drei Waldbestände

Legende: schwarze Balken: Arten und Individuen gesamt

grüne Balken: Waldarten

rote Balken: Nicht-Waldarten

Wolfspinnen	 Fichtenwald	 Fichten-Buchenwald	 Buchenwald
Arten	 3	 5	 7
Waldarten	 2	 2	 2
Nicht-Waldarten	 1	 3	 5
Aktivitätsdichte	 67	 91	 508
Waldarten	 55	 62	 477
Nicht-Waldarten	 12	 29	 31
<i>P. lugubris</i>	 50	 35	 452
<i>T. terricola</i>	 5	 27	 25
<i>Pi. uliginosus</i>	 12	 27	 13

6.2.3 Charakterisierung des Sukzessionswaldes und Einnischung der Arten

Durch die Frühjahrsstürme zu Beginn der 90er Jahre wurden in Deutschland große Waldflächen, vor allem Fichtenforste, vernichtet. Viele dieser Flächen wurden umgehend wieder aufgeforstet. Auf einigen Windwurfflächen wurde bzw. konnte dagegen erstmals intensiver faunistische und botanische Forschung, mit dem Ziel den Strukturwandel für ein möglichst großes Artengruppenspektrum auf Stumwurfflächen zu analysieren, betrieben werden (vgl. in Baden-Württemberg z.B. FUNKE et al. 1995, KENTER & FUNKE 1995, FISCHER 1996, KENTER et. al. 1996). Für Carabiden konnte in einer ersten Sukzessionsphase ein schnelles Einwandern von Freiflächenarten beschrieben werden. Viele Offenlandarten sind flugfähig, wodurch sie befähigt sind, neue Lebensräume innerhalb kurzer Zeit zu besiedeln und auch wieder zu verlassen. Der Anteil der Waldcarabiden an der Zönose geht entsprechend den neuen Habitatbedingungen zurück und die Diversität erreicht hohe Werte. Mit Entwicklung der Vegetation treten zunehmend Waldarten, anfangs gerade Besiedler lichter Waldstrukturen, später auch typischere Waldbewohner in den Vordergrund (KENTER & FUNKE 1995, TRAUTNER & RIETZE 2001), wobei die Artenzahlen wieder rückläufig sind.

Entsprechend den Sukzessionsphasen hat die hier untersuchte Fläche schon einen sehr deutlichen Waldcharakter erreicht. Ihre Artenausstattung liegt mit 20 Carabiden im Rahmen der für Waldhabitate erwarteten Zahlen. Auf die etwas niedrigeren Aktivitätsabundanzen wurde schon im letzten Kapitel hingewiesen. Hinsichtlich der Ähnlichkeiten mit den anderen Waldbeständen kann gerade mit dem Buchenwald schon eine hohe Übereinstimmung beschrieben werden. Der Anteil an Waldarten beträgt über 80%. Obwohl das Vorkommen stenöker Waldarten niedriger liegt als in den reinen Waldbeständen, konnten auch im Vorwald schon typische stenöke Waldbewohner wie *Abax parallelus* nachgewiesen werden. In Teilbereichen bietet die Fläche aber ebenfalls Freilandarten wie *Amara aenea* ausreichend Lebensraum, die als dominante Art an diesem Standort auftritt. Die durchschnittliche Körpergröße der erfassten Laufkäfer liegt sogar leicht über der des Buchenwaldes. Auch die anderen autökologischen Kenngrößen wie der Anteil nichtflugfähiger Arten oder die Carabiden mit Herbstbestand zeigen eine deutliche Waldcarabidenzönose für die Gesamtfläche.

Auffällig auf dieser Untersuchungsfläche sind die Unterschiede in den einzelnen Fällen. Hier kann man noch klare Unterschiede zu den Waldbeständen erkennen. Die Heterogenität der Fläche bezüglich der Vegetationsstruktur in den verschiedenen Straten des Vorwaldes spiegelt sich in der Verteilung der Arten und Individuen der Einzelfallen wider. Auf der Sukzessionswaldfläche wurden durchschnittlich nur sieben Arten pro

Einzelfälle gefangen, was einen Anteil von 35% des nachgewiesenen Artenspektrums ausmacht. Der prozentuale Fangerfolg der Einzelfallen liegt in den geschlossenen Waldbeständen überall höher. Die Abweichungen der Einzelfallen hinsichtlich Artenzahl und Aktivitätsdichte vom Durchschnitt sind im Buchenwald aber ebenfalls beträchtlich. Die Laufkäfer reagieren also sehr schnell auf kleinräumige Veränderungen der Fläche und besiedeln schwerpunktmäßig die Habitate, welche ihren ökologischen Präferenzen am besten entsprechen. Die höchsten Artenzahlen und Aktivitätsdichten wurden sehr deutlich in einem etwas offeneren Bereich der Fläche erreicht, der gerade für einige Offenlandarten noch einen passenden Lebensraum bietet, obwohl die Waldarten auch hier mit etwas über 60% dominieren. Für stenöke Freiflächenbewohner stellen allerdings auch diese Teilareale kein ausreichendes Refugium mehr dar. Sie konnten auf der Gesamtfläche nicht mehr nachgewiesen werden. Für solche Arten dürften die Strukturen zu stark von den waldähnlichen Bedingungen der Umgebung beeinflusst sein. In den kommenden drei bis vier Jahren werden diese offenen Strukturen verschwinden und damit auch der Anteil von Offenlandarten noch weiter sinken.

Bei den Lycosiden konnten neun Arten nachgewiesen werden. Auch bei den Wolfspinnen dominieren die beiden Waldarten *Pardosa lugubris* und *Trochosa terricola*. Die Offenlandarten treten mit geringeren Dominanzwerten auf und erreichen zusammen einen Anteil von rund 30%. Wie auch auf den anderen Flächen tritt *Pardosa lugubris* im Sukzessionswald eudominant auf, allerdings mit weniger Individuen als im Buchenwald. Ähnliche Dominanzwerte dieser Art fanden FUNKE et al. (1995) ebenfalls auf Windwurfflächen, allerdings zu einem früheren Zeitpunkt. Auch RIECKEN (2000) konnte die Art sehr häufig in einem Birkenvorwald nachweisen. Hinsichtlich der Entwicklung der Artenzahlen auf der Fläche kann gerade bei der grundsätzlich größeren Anzahl von Freiflächenbewohnern unter den Wolfspinnen, schon von einem Rückgang ausgegangen werden. Frühere Sukzessionsstadien der Fläche mit geringerem Vegetationsbedeckungsgrad sollten also auf jeden Fall höhere Artenzahlen aufgewiesen haben. Dies verdeutlicht auch die Verteilung der Arten auf die Einzelfallen. Auch hier wurden die meisten Arten in offeneren Strukturen erfasst. Zudem treten Reaktionen auf Lebensraumunterschiede bei den Wolfspinnen noch deutlicher in den ökologischen Präferenzen auf als bei den Carabiden. So erreichen im offenen Teilbereich der Untersuchungsfläche die Nicht-Waldarten einen Anteil von über 80%. Die Zusammensetzung der Einzelfallen verändert sich also sehr stark in Abhängigkeit von Kleinstrukturen.

6.2.4 Bedeutung der kleinen Windwurfflächen

Die Bedeutung der Flächengröße für die Ausprägung einer typischen Faunenstruktur wurde in verschiedenen Untersuchungen belegt (MADER 1981, MADER & MÜHLENBERG 1981, ENGEL 2000 u.a.). Dies kann auch beim Vergleich der großen Sukzessionsfläche mit den kleinen Windwurfflächen der geschlossenen Waldbestände bestätigt werden. Die Ähnlichkeit der Laufkäferzönose mit dem umgebenden Wald ist immer deutlich höher als mit dem Sukzessionswald. Bei Betrachtung des Wainstein-Index lag die Identität des Sukzessionswaldes mit dem jeweiligen Wald ohne Windwurf sogar leicht höher als mit dem Windwurf. Eine unterschiedliche Fauna zwischen geschlossenem Wald und Windwurf kann zu diesem Zeitpunkt also nicht mehr beschrieben werden. Hinsichtlich der Arten- und Dominanzstruktur liefern die Teilflächen in der jetzigen Sukzessionsphase keinen zusätzlichen Beitrag zur Laufkäferzönose der Gesamtfläche. Mit der Entwicklung der Windwurfbereiche hin zu einem Vorwaldstadium kann es durch die geringe Größe und durch die enge räumliche Verzahnung wieder zu einem schnellen Einwandern der Carabiden aus der Waldumgebung kommen. Zudem werden die kleinräumigen Besonderheiten sehr viel schneller und stärker durch die großräumigen Umweltbedingungen beeinflusst. Für die Wolfspinnen kann dies mit Einschränkung ebenfalls beschrieben werden. Im Buchenwald zeigt die Lycosidenzönose der Teilflächen höhere Übereinstimmungen als mit dem Sukzessionswald. Für einen Vergleich auf der Fichten-Buchenwaldfläche reichen dagegen die ermittelten Daten nicht aus, um Aussagen über Identitätsindizes zu treffen. Von ENGEL (2000) wurden teilweise im Randbereich von kleinen Buchengruppen innerhalb von Fichtenbeständen erhöhte Abundanzen epigäischer Räuber festgestellt. Die Untersuchung solcher potentiellen Randeffekte wurde in der Arbeit nicht primär verfolgt. Aus der Verteilung der Einzelfallen, welche sich in der Nähe der Windwurfflächen befanden, kann dies nicht abgeleitet werden. Auswirkungen auf Aktivitätsdichten der Carabidae und Lycosidae sind aber nicht auszuschließen.

Wünschenswert in diesem Zusammenhang wären Untersuchungen zu den kleinen Windwurfflächen unmittelbar nach einem Sturmereignis. Für die Besiedlung solcher Freiflächen in einer sehr walddreichen Umgebung, wie sie das Untersuchungsgebiet darstellt, fehlen weitgehend noch Daten. Aus dem jetzigen Sukzessionsstand mit seiner faunistischen Zusammensetzung kann nicht abgeleitet werden, ob auch diese Bereiche ähnlich von typischen Freiflächenarten besiedelt werden, wie es auf großflächigeren Arealen der Fall ist. Zumindest kann davon ausgegangen werden, dass typische Sukzessionsmuster der Carabidae und Lycosidae schneller ablaufen werden.

6.3 Prozeßschutz und Waldwirtschaft

Dynamik und Veränderung sind wesentliche Charakteristika natürlicher Waldökosysteme. Auch wenn das genaue Aussehen von Urwäldern und der in ihnen ablaufenden Prozesse noch lange nicht erforscht sind, können zumindest verschiedenen Entwicklungsphasen beschrieben werden. In jeder Phase ändert sich das faunistische Arteninventar (REMMERT 1991), wobei jedes Stadium Bedeutung für die verschiedenen Arten besitzt. Die höchste Artenvielfalt in einem Naturwald zeigen die Lichtungen, bedingt durch die gesteigerte Produktion als Folge der Sonneneinstrahlung und des Grenzlinieneffektes (SCHERZINGER 1996). Dieser entsteht durch das Nebeneinander der Faunen unterschiedlicher Biotopstrukturen. Zudem sind viele Tiere für ihre differenzierten Nahrungs-, Ruhe-, oder Fortpflanzungsstätten auf unterschiedliche Habitate angewiesen.

Die Abfolge dieser Entwicklungsphasen ist allerdings nicht exakt zu determinieren. Ergebnis dieser ökosystemaren Dynamik sind Flächeneinheiten unterschiedlichen Alters und unterschiedlicher Ausformung, die wie Mosaiksteine nebeneinander liegen. Dieses Resultat vielgestaltiger Umformungsprozesse im Wald wurde von REMMERT (1991) als Mosaik-Zyklus-Modell beschrieben. Die Struktur der Teilflächen und der Entwicklungsphasen wird in der Literatur noch kontrovers diskutiert. Nach LEIBUNDGUT (1978) und REMMERT (1991, 1993) tendiert ein Buchenwald zu relativ gleichförmigen Hallenbeständen. In dieser Phase des weitgehend geschlossenen Kronendaches könnte dann der Altersklassenaufbau des konventionellen Wirtschaftswaldes dem natürlichen Waldaufbau relativ nahe kommen. KORPEL (1995) charakterisiert europäische Buchenwälder dagegen als ungleichaltrige, mehrschichtige Bestände, deren Struktur sich auf kleinster Fläche ändert. Dies führt zu einer Waldtextur, die Paches von nur ca. 0,2 ha umfasst (KORPEL 1995, KÖLBEL 1996). Auch KOOP (1981) beschreibt kleinräumige Wechsel von Waldentwicklungsstadien. Durch Entwurzelung oder den Bruch einzelner Bäume entstehen viele kleine Bestandslücken, die relativ schnell wieder geschlossen werden. Ähnliche Tendenzen bestätigt SCHULTE (2002) in Naturwaldzellen der Eifel und DETSCH (1999) in einem Naturschutzgebiet der Fränkischen Alb. Allerdings kann es bei einem längeren Ausbleiben von Störungen in Buchenwäldern in der Optimalphase auch zu einer Reduzierung der Bestandsschichten kommen (MEYER et al. 1999). Gerade bei Untersuchungen in Naturwaldreservaten in der Eifel spielt für die Entwicklung der Bestandsstruktur eines Waldes aber auch die Struktur des Ausgangsbestandes eine Rolle (SCHULTE 2003). Dies verdeutlicht die Schwierigkeit aus anthropogen überformten Wäldern, die z.T. schon vor Jahren aus der Nutzung genommen wurden, gesicherte Aussagen über die natürliche Urwalddynamik zu erhalten.

Grundsätzlich kann bei einer zumeist kleinflächig horizontalen Strukturierung kaum noch von Hallenbeständen gesprochen werden (HEINRICH 1997). Die Verteilung der verschiedenen Altersklassen und Stammdurchmesser entspricht demnach eher Wäldern, die plenter-femelartig bewirtschaftet werden. Schon HEYDEMANN (1982) forderte eine truppweise, femelartige Durchforstung, da sie dem Ursprungstyp der Wälder am meisten entspricht und zeitbegrenzt kleine Freiflächen entstehen lässt. Auch SCHÜTZ (1998) vergleicht die Textur im Urwald mit seinen Mosaik-Zyklen mit einem Femelschlagsystem, wobei im Wirtschaftswald der Boden über längere Zeit mit höheren Lichtmengen versorgt wird als im Naturwald.

Eine Durchforstung, die größere Flächen offen lässt, ist umstritten. Sie wird u.a. von SPERBER (1989) und REINIGER (1993) als nicht naturgemäßer Eingriff abgelehnt. Die Unterschiede zu Initialstadien der Waldentwicklung oder natürlichen Lichtungen stehen hierbei außer Frage. Großflächige Katastrophen oder Zerfallsphasen eines Altbestandes sollen nach KNAPP & JESCHKE (1991) bei Untersuchungen in einem Perlgras-Buchenwald im Naturwaldreservat Heilige Hallen und nach KORPEL (1995) in osteuropäischen Urwäldern keine bedeutende Rolle spielen.

Neben dem Ausfall einzelner Bäume sind für mitteleuropäische Buchenwälder Störungen durch Windwurf von besonderer Bedeutung. Dies gilt in noch stärkerem Maße für Fichtenwälder auf nicht standortgemäßen Flächen. Entsprechend ist es von besonderem Interesse diese dynamischen Faktoren in den Wirtschaftswald einzubinden. Aus ökonomischen Gründen ist ein komplettes Belassen des geworfenen Holzes auf einer Windwurffläche natürlich nicht möglich. Ein Großteil des Holzeinschlags des Hatzfeldt-Wildenburgischen Forstbetriebes war z.B. in den letzten drei Jahrzehnten kalamitätsgesteuert (STRAUBINGER 1997). DUELLI & OBRIST (1999) fanden bei Untersuchungen auf Windwurfflächen im schweizer Alpenraum auch keine Unterschiede hinsichtlich der faunistischen Artenzahl zwischen geräumten und nicht geräumten Flächen, allerdings mit Unterschieden bei verschiedenen Tiergruppen. KENTER & FUNKE (1995) konnten z.B. deutlich mehr Brutvogelpaare auf nicht geräumten Flächen aufnehmen. Geringere Aktivitätsdichten bei den Raubarthropoden werden auch auf den erhöhten Prädatorendruck und die Nahrungskonkurrenz der Avifauna zurückgeführt. Genau wie KENTER et al. (1997) wiesen sie aber eine viel höhere Artenzahl als in intakten Fichtenforsten nach. Für einen einzelnen Windwurf spielt es entsprechend für die Biodiversitätsförderung keine Rolle, ob das Holz entfernt wird. Bei mehreren Windwurfflächen empfehlen DUELLI & OBRIST (1999) die Hälfte der Flächen zu räumen, die andere zu belassen. Gerade auf kleineren Windwurfflächen sollte der Verzicht auf

eine Ganzbaumnutzung und das Belassen von nicht verwertbarem Totholz für den Schutz des Bodens und für die strukturelle Vielfalt der Fläche ausreichen. Im NABU-Konzept (HEINRICH 1997) wird z.B. empfohlen mindestens zehn Prozent der geworfenen Holzmenge auf der Fläche zu belassen. Zudem sollten stehendes Totholz und Überhälter nicht entnommen werden.

7 Zusammenfassung

In Zusammenarbeit mit der Hatzfeldt-Wildenburgischen Forstverwaltung wurden in den Jahren 2000 und 2001 die Carabiden und Lycosiden verschiedener Waldbestände in Rheinland-Pfalz untersucht. Anfang der 90er Jahre stellte die private Forstverwaltung die Bewirtschaftung der Wälder von einer schlagweisen auf eine schlagfreie, plenterartige Nutzung um. Zusätzlich wurde mit dem Voranbau reiner Fichtenbestände mit Weißtanne und Buche begonnen. In der vorliegenden Arbeit wurden ein Fichtenwald, ein Buchenwald und ein Fichtenwald mit Voranbau (Fichten-Buchenwald) berücksichtigt. Kleinere ehemalige Windwurfflächen mit Vorwaldcharakter im Buchenwald und im Fichtenwald mit Voranbau wurden zusätzlich mit einer großen Sukzessionswaldfläche verglichen.

Die Erfassung der epigäischen Raubarthropoden erfolgte mit Bodenfallen. Insgesamt konnten 28 Laufkäferarten und 9 Wolfspinnenarten determiniert werden. Die höchsten Artenzahlen bei den Carabiden wies der Buchenwald mit 20 Arten auf. Im reinen Fichtenwald wurden insgesamt nur 10 Arten erfasst, während der Fichten-Buchenwald mit 16 Laufkäfern eine Mittelstellung einnahm. Die Gesamtaktivitätsdichten lagen in den geschlossenen Wäldern zwischen 793 Individuen im Fichtenwald und 896 Individuen im Fichten-Buchenwald. In den beiden Fichtenbeständen dominierte mit einem eudominanten Anteil an der Zönose *Carabus problematicus*. Im Buchenwald wurde dieser Laufkäfer in geringeren Abundanzen als *Abax parallelepipedus* und *Pterostichus niger* erfasst. Die stenöke Waldart *Abax ovalis* trat nur im Buchenwald mit nennenswerten Individuenzahlen auf, konnte aber im Fichtenwald und im Fichten-Buchenwald ebenfalls nachgewiesen werden. Die Wolfspinnen zeigten auf den Untersuchungsflächen eine vergleichbare Tendenz. Hinsichtlich Artenzahl und Aktivitätsdichte lag der Fichten-Buchenwald mit fünf Arten wieder zwischen dem Buchenwald mit sieben Arten und dem Fichtenwald, in dem nur drei Wolfspinnenarten erfasst werden konnten. Sehr deutliche Unterschiede gab es bei den Abundanzen der Lycosidae, die in den Fichten dominierten Waldbeständen um den Faktor acht niedriger lagen als im Buchenwald mit 508 Individuen. Die hohen Aktivitätsdichten lassen sich dort vor allem auf *Pardosa lugubris* zurückführen, die einen Dominanzanteil von knapp 90% besitzt. Die Wolfspinne reagiert hier auf die Lichtungseffekte im Wald, hervorgerufen durch die plenterartige Bewirtschaftung. Die Öffnung der Waldstrukturen ermöglicht zudem ein verstärktes Eindringen von eurytopen Offenlandarten und Ubiquisten im Buchenwald. Es treten allerdings auch mehr Waldarten im Buchenwald und im Fichtenwald mit Voranbau auf, so dass das Einbringen von Laubhölzern in reine Fichtenbestände insgesamt positive Auswirkungen auf die Laufkäfer- und Wolfspinnenzönose besitzt.

Im Sukzessionswald konnten insgesamt 20 Laufkäferarten nachgewiesen werden. Die Waldarten *Abax parallelepipedus* und *Pterostichus niger* traten hier mit ähnlichen Dominanzen auf wie im Buchenwald. Zusätzlich konnte aber auch mit *Amara aenea* eine Offenlandart mit dominantem Anteil erfasst werden. Bei den Wolfspinnen kamen alle neun im Untersuchungsgebiet festgestellten Arten mit zusammen 278 Individuen vor. Auch hier erreichte *Pardosa lugubris* die höchsten Aktivitätsabundanzen vor *Trochosa terricola*. Die Dominanzstrukturkurve verläuft auf dieser Fläche allerdings ausgeglichener als im Buchenwald.

Bei Betrachtung der autökologischen Kenngrößen der erfassten Laufkäfer und Wolfspinnen zeigen alle Untersuchungsflächen eine klare Waldzönosenausprägung, wobei der Sukzessionswald den höchsten Anteil von Nicht-Waldarten, flugfähigen und kleineren Carabidenarten aufweist. Auch bei den Lycosiden spielen Nicht-Waldarten im Sukzessionswald eine größere Rolle als in den geschlossenen Waldbeständen.

Beim Vergleich der Flächen mit Ähnlichkeitsindizes ergaben sich zwischen dem reinen Fichtenwald und dem Fichten-Buchenwald die größten Übereinstimmungen vor dem Flächenpaar Buchenwald und Fichten-Buchenwald. Bei der Lycosidenzönose besitzen der Fichten-Buchenwald und der Sukzessionswald die höchsten Identitätswerte trotz der Unterschiede in Arten- und Individuenzahl. Hier zeigt sich auch ein Problem beim Einsatz von Wolfspinnen als Bioindikatoren in Wäldern. Sie reagieren zwar sehr schnell auf kleinräumige, strukturelle Veränderungen des Lebensraums, allerdings ist die Artenzahl, die an geschlossenen Waldstrukturen angepasst ist, sehr gering. Hierdurch ist die Auswertung mit synökologischen Kenngrößen problematisch. Aus diesem Grund sollte die Familie der Lycosidae bei waldökologischen Studien nur als Ergänzung zu anderen Tiergruppen verwendet werden.

Die kleinen Vorwaldstadien im Buchenwald und im Fichten-Buchenwald zeigen beide sehr hohe Übereinstimmungen in ihren Zönosen mit der umgebenden Waldfläche. In diesem Vorwaldstadium kann sich auf kleinen Teileinheiten keine eigene Laufkäfer- oder Wolfspinnenzönose etablieren. Dies verdeutlichen auch die Unterschiede zum Sukzessionswald. Dieser weist zwar auf großer Fläche einen ähnlichen Zustand der Vegetation wie die kleinen Windwurfbereiche auf, bietet aber durch seine größere Heterogenität lokal auch noch Offenlandarten ein geeignetes Habitat.

8 Literaturverzeichnis

- ACHTZIGER, R., NIGMANN, U. & ZWÖLFER, H. (1992): Rarefaction-Methoden und ihre Einsatzmöglichkeiten bei der zooökologischen Zustandsanalyse und Bewertung von Biotopen.- Zeitschr. Ökol. Natursch. 1, 89-105.
- ADIS, J (1976): Die Bodenfallenfänge in einem Buchenwald und ihr Aussagewert.- Ökologie-Arb., Ber., Mitt., Sollingprojekt.- Zool. Beitr. 1976, 49 S.
- ADIS, J. (1979): Problems of Interpreting Arthropod Sampling with Pitfall Traps.- Zool. Anz. 202, 177-184.
- ADIS, J. & KRAMER, E. (1975): Formaldehyd-Lösung attrahiert *Carabus problematicus* (Coleoptera: Carabidae).- Ent. Germ. 2, 121-125.
- ALBERT, R. (1979): Artenbestand und faunistische Verwandtschaft von Spinnengesellschaften (Araneae) im Hochsolling.- Jber. Naturwiss. Ver. Wuppertal 32, 59-66.
- ALBERT, C. & KOLBE, W. (1978): Araneae und Opiliones in Bodenfallen des Staatswaldes Burgholz in Wuppertal.- Jber. Naturwiss. Ver. Wuppertal 31, 131-139.
- ALBRECHT, L. (1990): Grundlagen, Ziele und Methodik der waldökologischen Forschung in Naturwaldreservaten.- Schr.-Reihe Bayer. Staatsmin. ELF, Naturwaldreservate Bayern 1, 219 S.
- ALTENKIRCH, W. (1988): Naturschutz im Wirtschaftswald – Bemerkungen aus zoologischer Sicht.- AFZ 24, 684-685.
- AMMER, U., MICKISCH, R. & PLOCHMANN, R. (1989): Naturschutz und Forstwirtschaft.- Forstw. Cbl. 108, 343-349.
- AMMER, U. & SCHUBERT, H. (1999): Arten-, Prozeß- und Ressourcenschutz vor dem Hintergrund faunistischer Untersuchungen im Kronenraum des Waldes.- Forstw. Cbl. 118, 70-87.
- ANW – ARBEITSGEMEINSCHAFT NATURGEMÄßE WALDWIRTSCHAFT (2003): Grundsätze der ANW.- Internet: <http://www.anw-deutschland.de>.
- ASSMANN, T. (1994): Epigäische Coleopteren als Indikatoren für historisch alte Wälder.- NNA-Berichte 7, 142-151.
- ASSMANN, T. (1995): Laufkäfer als Reliktarten alter Wälder in Nordwestdeutschland (Coleoptera: Carabidae).- Mitt. Dtsch. Ges. allg. angew. Ent. 10, 85-88.

- BARBER, H. S. (1931): Traps vor cave inhabiting insects.- J. Elisha Mitchell Sci. Soc. 46, 259-266.
- BAEHR, M. (1980): Die Carabidae des Schönbuchs bei Tübingen (Insecta, Coleoptera). 1. Faunistische Bestandsaufnahme. Beiträge zur Faunistik der Carabiden Württembergs II.- Veröff. Natursch. Landschaftspfl. Bad.-Württ. 551, 515-600.
- BAEHR, M. (1987): Laufkäfer als Indikatoren für die Bewertung von Biotopen, dargestellt am Beispiel der Erhebungen im Landkreis Weißenburg-Gunzenhausen.- Schr.-Reihe Bayer. Landesamt f. Umweltschutz 77, 17-23.
- BAEHR, P. (1988): Die Bedeutung der Araneae für die Naturschutzpraxis.- Schr.-Reihe Bayer. Landesamt f. Umweltschutz 83, 43-59.
- BALOGH, J. (1958): Lebensgemeinschaft der Landtiere.- Budapest, Berlin, 560 S.
- BARNDT, D. (1976): Das Naturschutzgebiet Pfaueninsel in Berlin. Faunistik und Ökologie der Carabiden.- Dissertation Berlin, 191 S.
- BARNDT, D., BRASE, S., GLAUCHE, M., GRUTKE, H., KEGEL, B., PLATEN, R. & WINKELMANN, H. (1991): Die Laufkäferfauna von Berlin (West) – mit Kennzeichnung und Auswertung der verschollenen und gefährdeten Arten (Rote Liste, 3. Fassung). In: Auhagen, A., Platen, R. & Sukopp, H. (Hrsg.): Rote Listen der gefährdeten Pflanzen und Tiere in Berlin.- Landschaftsentwicklung und Umweltforschung S6, 243-275.
- BASEDOW, T. & RZEHA, H. (1988): Abundanz und Aktivitätsdichte epigäischer Raubarthropoden auf Ackerflächen – ein Vergleich.- Zool. Jb. Syst. 115, 495-508.
- BASTIAN, N. & SCHREIBER, K. (1994): Analyse und ökologische Bewertung der Landschaft.- Jena, Stuttgart, 502 S.
- BAUCHHENSS, E. (1991): Epigäische Spinnen an unterfränkischen Muschelkalkstandorten.- Abh. Naturwiss. Ver. Würzb. 33, 52-68.
- BAYER, J. (1987): Zum Spannungsfeld Naturschutz und Forstwirtschaft.- AFZ 21, 536-537.
- BECK, H.-J. (1991): Vergleich von Spinnenpopulationen (Arachnida: Araneae) in verschiedenen bewirtschafteten Weinbergen Unterfrankens.- Ökol. und Landbau 79, 36-39.
- BECKER, J. (1977): Die Trockenrasenfauna des Naturschutzgebietes Stolzenburg (Nordeifel).- Decheniana 130, 101-113.

- BEGON, M., HARPER, J.L. & TOWNSEND, C.R. (1991): Ökologie.- Basel, 1024 S.
- BETRIEBSWERK – FORSTBETRIEBSWERK FÜR DEN WALDBESITZ (1993): Hauptband Gesamtbetrieb, Bestandesblätter des Reviers Katzwinkel.
- BEZZEL, E. & REICHHOLF, J. (1974): Die Diversität als Kriterium zur Bewertung der Reichhaltigkeit von Wasservogel-Lebensräumen.- J. Ornithologie 115, 50-61.
- BFN – BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (1997): Erhaltung der biologischen Vielfalt.- Bonn-Bad Godesberg, 352 S.
- BLICK, T. (1994): Spinnen (Araneae) als Indikatoren für die Skibelastung von Almflächen.- Verh. Ges. Ökol. 23, 22-26.
- BLUMENTHAL, C. (1981): Einheimische Carabus-Arten als Bioindikatoren.- Jber. Naturwiss. Ver. Wuppertal 34, 70-77.
- BMELF – BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN (2000): Forstwirtschaft und Biologische Vielfalt – Strategie zur Erhaltung und nachhaltigen Nutzung der biologischen Vielfalt in den Wäldern Deutschlands.- Berlin, 25 S.
- BODE, W. (1997): Ist der Altersklassenwald biologisch nachhaltig? In: Bode, W. (Hrsg.): Naturnahe Waldwirtschaft: Prozeßschutz oder biologische Nachhaltigkeit.- Holm, 49-76.
- BÖNISCH, P. & BROEN, B. VON (1989): Erhebungen zur Spinnenfauna eines Feuchtgebietes bei Rostock (Arachnida, Araneae).- Dtsch. Ent. Zeitschr. 36, 57-63.
- BORTMANN, I. (1995): Heterogenitäten in der Verteilung der Laufkäfer (Coleoptera: Carabidae) eines Buchenwaldes (Asperulo-Fagetum).- Mitt. Dtsch. Ges. allg. angew. Ent. 10, 167-171.
- BRANG, P., DOBBERTIN, M. & HUG, C. (1997): Wie gesund ist der Wald?- WSL Birmensdorf, langfristige Waldökosystemforschung (LWF), 4 S.
- BRAUN, R. (1976): Zur Autökologie und Phänologie einiger für das Rhein-Main-Gebiet und die Rheinpfalz neuer Spinnenarten (Arachnida: Araneida).- Jb. Nass. Ver. Naturk. 103, 24-68.
- BRAUN, R. & RABELER, W. (1969): Zur Ökologie und Phänologie der Spinnenfauna des nordwestdeutschen Altmoränengebietes.- Abh. Senkenb. Naturf. Ges. 522, 1-89.
- BRAUNE, F. (1974): Kritische Untersuchungen zur Methodik der Barberfalle.- Dissertation Kiel, 71 S.

- BRIGGS, J. (1961): A comparison of pitfall trapping and soil sampling in assessing populations of two species of ground beetles.- *Pep. East, Malling Res. Stud. For* 1960, 108-112.
- BROGGI, M. (1994): Waldbewirtschaftung und Artenvielfalt: Des Försters Mühe mit dem Nichtstun.- *Nat. Mensch* 1, 15-23.
- Broggi, M. (1995): Wildnis wozu?- Schweizerischer Bund für Naturschutz, 103-114.
- BULTMANN, T. & UETZ, G. (1982): Abundance and community structure of forest floor spiders following litter manipulation.- *Oecologia* 55, 34-41.
- BURMEISTER, F. (1939): Biologie, Ökologie und Verbreitung der europäischen Käfer auf systematischer Grundlage. I. Adephaga, 1. Familienreihe: Carabidae.- Krefeld, 309 S.
- BURSCHEL, P. (1983): In: Stern, H (Hrsg.): *Rettet den Wald*.- München, 444 S.
- CASEMIR, H. (1976): Beitrag zur Hochmoor-Spinnenfauna des Hohen Venns (Hautes Fagnes) zwischen Nordeifel und Ardennen.- *Decheniana* 129, 38-72.
- COLL, M., HENEGHAM, L. & BOLGER, T. (1995): Carabidae fauna in two irish conifer stands: a comparison with those of some other european forests.- *Biology and Environment: Proceedings of the royal irish academy* 95B, 171-177.
- DEN BOER, P. J. (1965): Verbreitung von Carabiden und ihr Zusammenhang mit Vegetation und Boden. In: Tüxen, R.: *Biosozioologie*.- Den Haag, 172-183.
- DEN BOER, P. J. (1968): Spreading of risk and stabilization of animal numbers.- *Acta biotheoretica* 18, 165-194.
- DEN BOER, P. J (1971): On the dispersal power of carabides and its possible significance.- *Miscell. papers L. H. Wageningen* 8, 105-110.
- DEN BOER, P.J. (1979): The significance of dispersal power for the survival of species with special reference to the carabid beetles in a cultivated countryside.- *Fortschr. Zool.* 25, 79-94.
- DEN BOER, P.J. (1985): Fluctuations of density and survival of carabid populations.- *Oecologia* 67, 322-330.
- DEN BOER, P.J. (1987): On the turnover of carabid populations in changing environments.- *Acta Phytopath. Ent. Hung.* 22, 71-83.

- DEN BOER, P. J (1991): Seeing the trees for the wood: random walks or bounded fluctuations of population size.- *Oecologia* 86, 484-491.
- DEN BOER, P. J., LUFF, M. L., MOSSAKOWSKI, D. & WEBER, F. (1986): Carabid beetles – Their adaptations and dynamics. XII Int. Congr. of Entomol., Hamburg 1984.- Stuttgart, New York, 549 S.
- DE ZORDO, I (1979): Lebenszyklen und Zönotik von Coleopteren. In: Janetschek, H. (Hrsg.): Ökologische Untersuchungen an Wirbellosen des zentralalpinen Hochgebirges (Obergurgel, Tirol).- Veröff. Uni Innsbruck Alpine-Biol. Studien 11, 131 S.
- DETSCH, R. (1999): Der Beitrag von Wirtschaftswäldern zur Struktur- und Artenvielfalt.- Dissertation München, 208 S.
- DEUSCHLE, J. (2000): Besiedlungsstrategien und Dynamik der Laufkäferzönosen im Extensivgrünland kleinparzellierter Streuobstwiesen unterschiedlichen Managements.- Dissertation Hohenheim, 269 S.
- DEUTSCHER RAT FÜR LANDESPFLEGE (1982): Stellungnahme: Waldwirtschaft und Naturhaushalt.- *Waldwirtschaft und Naturhaushalt* 4, 879-886.
- DORDA, D. (1992): Zur ökosystemaren Inventur saarländischer Naturwaldzellen.- *Natur und Landschaft* 67, 541-543.
- DOROW, W., FLECHTNER, G. & KOPELKE, J.-P. (1992): Naturwaldreservate in Hessen Nr. 3. Zoologische Untersuchungen – Konzept.- *Mitteilungen der Hessischen Landesforstverwaltung* 26, 159 S.
- DÜLGE, R., ANDREZKE, H., HANDKE, K., HELLBERND-TIEMANN, L. & RODE, M. (1994): Beurteilung nordwestdeutscher Feuchtgrünlandstandorte mit Hilfe von Laufkäfergesellschaften (Coleoptera: Carabidae).- *Natur und Landschaft* 69: 148-156.
- DUELLI, P. (1995): Biodiversität erhalten und fördern: Was sagt die ökologische Forschung dazu?- WSL Birmendorf: Forum für Wissen, 13-21.
- DUELLI, P. & OBRIST, M. (1999): Räumen oder belassen? Die Entwicklung der faunistischen Biodiversität auf Windwurfflächen im schweizerischen Alpenraum.- *Verh. Ges. Ökol.* 29, 193-199.

- DUELLI, P., OBRIST, M. & SCHMATZ, D. (1999). Biodiversity evaluation in agricultural landscapes: above-ground insects. In: Paoletti, M. (Hrsg.): The role of biodiversity and bioindication in assessing sustainability in European landscapes.- *Agricult. Ecosys. Environ.*, 33-64.
- DUELLI, P., STUDER, M. & KATZ, E. (1990): Minimalprogramme für die Erhebung und Aufbereitung zooökologischer Daten als Fachbeiträge zu Planungen am Beispiel ausgewählter Arthropodengruppen.- *Schr.-Reihe f. Landschaftspfl. u. Natursch.* 32, 211-222.
- DUMPERT, K. & PLATEN, R. (1985): Zur Biologie eines Buchenwaldbodens. 4. Die Spinnenfauna.- *Carolinea* 42, 75-106.
- DUNGER, W. (1958): Über die Zersetzung der Laubstreu durch die Boden-Makrofauna im Auenwald.- *Zool. Jb.* 86, 139-180.
- DUNGER, W. (1963): Praktische Erfahrungen mit Bodenfallen.- *Ent. Nachr. (Oberlausitz)* 4, 41-46.
- DUNGER, W., PETER, H. U. & TOBISCH, S. (1980): Eine Rasen-Wald-Catena im Leutratatal bei Jena als pedozoologisches Untersuchungsgebiet und ihre Laufkäferfauna.- *Abh. Ber. Naturk. Mus. Görlitz* 53, 1-78.
- ELLENBERG, H., MAYER, R. & SCHAUERMANN, J. (1986): Ökosystemforschung. Ergebnisse des Sollingprojekts.- *Stuttgart*, 507 S.
- ELLENBERG, H., WEBER, H.-E., DÜLL, R., WIRTH, V., WERNER, W. & PAULISSEN, D. (1992): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa.- *Scripta Geobotanica* 18, 258 S.
- ENGEL, K. (1999): Analyse und Bewertung von Umbaumaßnahmen in Fichtenreinbeständen anhand ökologischer Gilden der Wirbellosen-Fauna, Dissertation München, 170 S.
- ENGELMANN, H.D. (1978): Zur Dominanzklassifizierung von Bodenarthropoden.- *Pedobiologia* 18, 378-380.
- FAGER, E. W. (1972): Diversity: A sampling study.- *Amer. Nat.* 106, 293-310.
- FELDMANN, R., GRIMM, V. & JELSCH, F. (1996): Naturschutzbezogene Waldforschung in Deutschland.- *LÖBF-Mitt.* 3, 44-49.
- FINCK, P., HAMMER, D., KLEIN, M., KOHL, A., RIECKEN, U., SCHRÖDER, E., SSYMANK, A. & VÖLKL, W. (1992): Empfehlungen für faunistisch-ökologische Datenerhebungen und ihre naturschutzfachliche Bewertung im Rahmen von Pflege- und Entwicklungsplänen für Naturschutzgroßprojekte des Bundes.- *Natur u. Landschaft*, 67, 329-340.

- FISCHER, A. (1996): Die Entwicklung der Biozönosen auf Sturmwurfflächen – Ein Vorwort zu den Berichten aus dem PAÖ-Sturmwurfflächenprojekt.- Veröff. PAÖ 16, 285-287.
- FISCHER, H. (1989): Rheinland-Pfalz und Saarland: eine geographische Landeskunde.- Darmstadt, 239 S.
- FLIEDNER, D. (1957): Mittelsieg-Bergland. In: Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschlands, 4. Lieferung.- Remagen, 491-492.
- FLÜCKIGER, P. (1999): Der Beitrag von Waldrandstrukturen zur regionalen Biodiversität .- Dissertation Basel, 251 S.
- FOELIX, F. (1992): Biologie der Spinnen, Stuttgart, 258 S.
- FREUDE, H., HARDE, K. & LOHSE, G. (1976): Die Käfer Mitteleuropas. Bd.1 Adephaga 1.- Krefeld, 302 S.
- FSC – FOREST STEWARDSHIP COUNCIL (2003): Richtlinien nachhaltiger Forstwirtschaft – Deutsche FSC-Standards.- Internetseite <http://www.fsc-deutschland.de>.
- FUNKE, W., KENTER, B., BAUMANN, K., SCHWARZ, E., BELLMAN, H., KRAUß, J. & WERTH, H. (1995): Tiergesellschaften auf Windwurfflächen in Süddeutschland – Untersuchungen an Arthropoden und Avizönosen.- Veröff. PAÖ 12, 131-142.
- GEILER, H. & BELLMANN, C. (1974): Zur Aktivität und Dispersion der Carabiden in Fichtenforsten des Tharandter Waldes (Coleoptera, Carabidae).- Faun. Abh. Staatl. Mus. Tierk. Dresden 5, 1-71.
- GIERS, E. (1973): Habitatgrenzen der Carabiden (Coleoptera, Insecta) im Melico-Fagetum des Teutoburger Waldes.- Abh. Landesmus. Naturk. Münster 35, 36 S.
- GILGENBERG, A. (1986): Die Verteilungsstruktur der Carabiden- und Staphylinidenfauna verschieden bewirtschafteter landwirtschaftlicher Flächen sowie eines Waldes.- Dissertation Bonn, 262 S.
- GLÜCK, E. & KREISEL, A. (1986): Die Hecke als Lebensraum. Refugium und Vernetzungsstruktur und ihre Bedeutung für die Dispersion von Waldcarabiden.- Laufener Seminarb. 10, 64-83.
- GREENSLADE, P.J.M. (1964): Pitfall trapping as a method for studying populations of Carabidae (Coleoptera).- J. Anim. Ecol. 33, 301-310.

- GRIES, B., MOSSAKOWSKI, D. & WEBER, F. (1973): Coleoptera Westfalica: Familia Carabidae, Genera *Cychrus*, *Carabus* und *Calosoma*.- Abh. Landesmus. Natk. Münster 35, 3-79.
- GRUSCHWITZ, M. (1982): Populationsökologische Untersuchungen zur räumlichen Differenzierung von Carabiden in einem Biotopmosaik (Coleoptera: Carabidae).- Dissertaton Bonn, 181 S.
- GRUSCHWITZ, M. (1983): Die räumliche Verteilung von Carabiden in einem Biotopmosaik unter Gesichtspunkten der Bioindikation (Coleoptera, Carabidae).- Ver. Dtsch. Zool. Ges. 76, 125-129.
- GRUSCHWITZ, M. (1992): Zur Verbreitung und Ökologie von Laufkäfern der Gattung *Carabus* im Rheinland (Coleoptera: Carabidae).- Tier und Museum 3, 12-19.
- HÄNGGI, A. (1987): Die Spinnenfauna der Feuchtgebiete des Großen Mosses, Kt. Bern – II. Beurteilung des Naturschutzwertes naturnaher Standorte anhand der Spinnenfauna.- Mitt. der Naturf. Ges. in Bern 44, 157-185.
- HÄNGGI, A. (1989): Erfolgskontrollen in Naturschutzgebieten - Gedanken zur Notwendigkeit und Vorschlag einer Methode der Erfolgskontrolle anhand der Spinnenfauna.- Natur u. Landschaft 64, 143-146.
- HÄNGGI, A., STÖCKLI, E. & NENTWIG, W. (1995): Lebensraum mitteleuropäischer Spinnen.- Charakterisierung der Lebensräume der häufigsten Spinnenarten Mitteleuropas und der mit diesen vergesellschafteten Arten.- Centre suisse de cartographie de la faune, Neuchatel (=Miscellanea Faunistica Helvetiae 4), 459 S.
- HÄUSLER, A. & SCHERER-LORENZEN, M (2002): Nachhaltige Forstwirtschaft in Deutschland im Spiegel des ganzheitlichen Ansatzes der Biodiversitätskonvention.- BfN-Skripten 62, 64 S.
- HAMMER, D. (1984): Synökologische Untersuchungen über die Spinnenpopulationen (Araneae) von Weinbergsflächen bei Marienthal/Ahr.- Dissertation Bonn, 179 S.
- HASSELBERG, G. (1977): Abundanz von Lycosiden in unterschiedlichen Biotopen.- unveröffentlichte Diplomarbeit Bonn, 115 S.
- HEIJERMAN, T., & TURIN, H. (1989): Carabid fauna of some types of forest in the Netherlands (Coleoptera: Carabidae).- Tijdschr. Entomol. 132, 241-259.
- HEIMER, S. & NENTWIG, W. (1991): Spinnen Mitteleuropas.- Berlin-Hamburg, 543 S.

- HEINRICH, C. (1997): Urwälder von morgen: Prozeßschutz für eine natürliche Vielfalt. In: Bode, W. (Hrsg.): Naturnahe Waldwirtschaft.- Holm, 175-211.
- HERMANN, M. & INSTITUT FÜR LANDESKUNDE (1969): Landkreis Altenkirchen (Westerwald). Regierungsbezirk Koblenz.- Die Landkreise in Rheinland-Pfalz 6, 324 S.
- HEUBLEIN, D. (1983): Räumliche Verteilung, Biotoppräferenzen und kleinräumige Wanderungen der epigäischen Spinnenfauna eines Wald-Wiesen-Ökotoons; ein Beitrag zum Thema „Randeffekt“.- Zool. Jb. Syst. 110, 473-519.
- HEYDEMANN, B. (1953): Agrarökologische Problematik, dargetan an Untersuchungen über die Tierwelt der Bodenoberfläche der Kulturfelder.- Dissertation Kiel, 76 S.
- HEYDEMANN, B. (1955): Zur Systematik und Ökologie von *Pterostichus cupreus* und *coelurescens* (Col. Car.).- Bonner zool. Beitr. 6, 235-239.
- HEYDEMANN, B. (1956): Über die Bedeutung der Formalinfallen für die zoologische Landesforschung.- Faun. Mitt. Nord-Dtsch. 6, 19-24.
- HEYDEMANN, B. (1957): Die Biotopstruktur als Raumwiderstand und Raumfülle für die Tierwelt.- Verh. Dtsch. Zool. Ges. Hamburg, 332-347.
- HEYDEMANN, B. (1960): Die biozönotische Entwicklung vom Vorland zum Koog. Vergleichend-ökologische Untersuchungen an der Nordseeküste. I. Teil. Spinnen (Araneae).- Abh. D. Akad. Wiss. Lit. Mainz 11, 1-170.
- HEYDEMANN, B. (1964): Die Carabiden der Kulturbiotop von Binnenland und Nordseeküste – ein ökologischer Vergleich (Coleopt., Carabidae).- Zool. Anz. 172, 4-86.
- HEYDEMANN, B. (1982): Der Einfluß der Waldwirtschaft auf die Waldökosysteme aus zoologischer Sicht.- Schr.-Reihe des Dtsch. Rates für Landespl. 40, 926-944.
- HEYDEMANN, B. & MEYER, H. (1983): Auswirkungen der Intensivkultur auf die Fauna von Agrarbiotopen.- Schr.-Reihe d. Dtsch. Rates f. Landespl. 42, 174-191.
- HÖLLING, D. (2000): Unterwuchs als wichtige Habitatqualität für xylobionte Käfer im Buchenwald.- Dissertation Bonn, 268 S.
- HOFFMAN, J. (1988): Die Spinnenfauna (Arachnida, Araneida) einiger Halbtrocken-Rasen im Nordhessischen Bergland.- Verh. Naturwiss. Ver. Hamburg 30, 469-488.

- HOHMANN, U. (1998): Untersuchungen zur Spinnenfauna (Arachnida, Araneae) des Naturschutzgebietes „Bültenmoor“ bei Lüneburg.- Arachnol. Mitt. 15, 63-66.
- HUGENSCHÜTT, V. (1996): Bioindikationsanalyse von Uferzonationskomplexen der Spinnen- und Laufkäfergemeinschaften (Arach.: Araneida; Col.: Carabidae) von Fließgewässern des Drachenfelser Ländchens.- Dissertation Bonn, 350 S.
- HURLBERT, S.H. (1971): The nonconcept of species diversity: A critique and alternative parameters.- Ecology 52, 577-586.
- IRMLER, U. (2001): Charakterisierung der Laufkäfergemeinschaften schleswig-holsteinischer Wälder und Möglichkeiten ihrer ökologischen Bewertung.- Ang. Carabidologie S. II, 21-32.
- IRMLER, U. & HEYDEMANN, B. (1988): Die Spinnenfauna des Bodens schleswig-holsteinischer Waldökosysteme.- Faun.-Ökol. Mitt. 6, 61-85.
- JÄGER, P. & KREUELS, M. (1995): Liste der Spinnen (Araneae) von Nordrhein-Westfalen.- Mitt. Arb.-gem. ostwestf.-lipp. Ent. 11, 1-31.
- JÄGER, P., STAUDT, A., SCHWARZ, B. & BUSSE, C. (2000): Spinnen (Arachnida: Araneae) von Weinbergen und Weinbergsbrachen am Mittelrhein (Rheinland-Pfalz: Boppard, Oberwesel).- Arachnol. Mitt. 19, 28-40.
- JANS, W. (1983): Die zeitliche Einnischung der Carabidenpopulation von Laubwäldern – Analyse der Laufaktivität.- Verh. Dtsch. Zool. Ges., 204.
- JANSEN, W. (1998): Zur Käferfauna eines Gradienten unterschiedlich stark gestörter Hochmoorstandorte im Moorkomplex Wurzacher Ried, Oberschwaben (Insecta: Coleoptera).- Mitt. internat. Ent. Ver. 22, 85-126.
- JEDICKE, E. (1995): Ressourcenschutz und Prozeßschutz, Diskussion notwendiger Ansätze zu einem ganzheitlichen Naturschutz.- Natursch. u. Landschaftspfl. 27, 125-133.
- JUNKER, E. & ROTH, M. (2000): Auswirkungen waldbaulicher Eingriffe in die Überschirmung auf ausgewählte Gruppen epigäischer Regulatoren im Bergmischwald (Araneae; Coleoptera: Carabidae).- Mitt. Dtsch. Ges. allg. angew. Ent. 12, 61-66.
- KENTER, B. & FUNKE, W. (1995): Sukzession von Tiergesellschaften auf Windwurfflächen – Untersuchungen an Raubarthropodenzönosen.- Mitt. Dtsch. Ges. Allg. Angew. Ent. 10, 112-115.

- KENTER, B., BAUMANN, K., BELLMANN, H., WERTH, H. & FUNKE, W. (1996): Tiergesellschaften auf Windwurfflächen in Süddeutschland – Untersuchungen an Arthropoden- und Avizönosen.- Veröff. PAÖ 16, 357-366.
- KENTER, B., KOPF, J., SPELDA, S. WERTH, P., WILHELM, P., BELLMANN, H. & FUNKE, W. (1997): Sukzessionsforschung auf Windwurfflächen – Untersuchungen an Wirbellosen und Wirbeltieren.- Veröff. PAÖ 22, 163-174.
- KIECHLE, J. (1992): Die Bearbeitung landschaftsökologischer Fragestellungen anhand von Spinnen. In: Trautner, J. (Hrsg.): Methodische Standards zur Erfassung von Tierartengruppen.- Weikersheim, 119-144.
- Klöck, W. (1990): Forstwirtschaft und Rote Listen.- AFZ 37/38, 969-972.
- KLOFT, W.J. & GRUSCHWITZ, M. (1988): Ökologie der Tiere. 2. Auflage.- Stuttgart, 333 S.
- KNAPP, H. & JESCHKE, L. (1991): Naturwaldreservate und Naturwaldforschung in den ostdeutschen Bundesländern.- Schr.-Reihe Vegetationsk. 21, 21-54.
- KNIE, J. (1975): Vergleichend-ökologische Untersuchungen der Carabidenfauna verschiedener Standorte des Kottenforstes bei Bonn.- Decheniana 128, 3-19.
- KOCH, D. (1984): *Pterostichus nigrita*, ein Komplex von Zwillingsarten.- Ent. Bl. 79, 141- 152.
- KOCH, D. (1985): Morphologische und öko-physiologische Differenzierungen, Speziation und Verbreitung der Arten des *Pterostichus nigrita*-Komplexes (Coleoptera, Carabidae).- Dissertation Köln, 166 S.
- KÖHLER, F. (1996): Käferfauna in Naturwaldzellen und Wirtschaftswald.- LÖBF (Hrsg.): LÖBF-Schr.-reihe 6, 283 S.
- KOHLERT, A. (1994): Zur Faunistik und Ökologie der epigäischen Spinnenfauna (Arachnida: Araneae) in immisionsgeschädigten Fichtenwäldern des Osterzgebirges.- Dissertation Dresden, 152 S.
- KÖLBEL, M. (1996): Eindrücke und Forschungsergebnisse aus osteuropäischen Urwäldern.- Forst und Holz 51, 467-472.
- KOLBE, W. (1981): Die Arthropodenfauna im Staatswald Burgholz in Solingen, ermittelt mit Boden- und Baum-Photoelektoren (Minimalprogramm zur Ökosystemanalyse): eine Jahresübersicht.- Decheniana 134, 87-90.

- KOLBE, W. (1989): Zur Eignung von Käfern als Bioindikatoren in Wäldern.- Jb. Naturwiss. Ver. Wuppertal 42, 77-85.
- KORNECK, D. & SUKOPP, H. (1988): Rote Liste der in der BRD ausgestorben, verschollenen und gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen und ihre Auswertung für den Arten- und Biotopschutz.- Schr.-Reihe für Vegetationsk. 19, 210 S.
- KORPEL, S. (1995): Die Urwälder der Westkarpaten.- Stuttgart, 310 S.
- KOTH, W. (1974): Vergesellschaftungen von Carabiden (Coleoptera, Insecta) bodennasser Habitate des Arnberger Waldes verglichen mit Hilfe der Renkonen-Zahl.- Abh. Landesmus. Natk. Münster 36, 3-43.
- KREUELS, M. & PLATEN, R. (2002): Rote Liste der gefährdeten Webspinnen (Arachnida: Araneae) in Nordrhein-Westfalen mit Checkliste und Angaben zur Ökologie der Arten.- Internet: <http://www.loebf.nrw.de/roteliste/pdfs/s449.pdf>.
- KROPF, C. (1993): Ist das Zeigerwertsystem Ellenbergs zur autökologischen Charakterisierung von Spinnenarten geeignet?- Arachnol. Mitt. 5, 4-14.
- KUBACH, G. & ZEBITZ, C. (1996): Bewertung von Biotopneuanlagen auf Äckern anhand der Besiedlung durch Laufkäfer.- Natursch. u. Landschaftspfl. 28, 272-280.
- KÜHN, I. (1982): Faunistisch-ökologische Untersuchungen an epigäischen Spinnen (Araneae) unter besonderer Berücksichtigung ihrer bioindikatorischen Bedeutung.- Fachbeitrag im Rahmen der Modellstudie „Zoologischer Artenschutz in Bayern“, Neuschleichach, 151 S.
- KUSCHKA, V. (1998): Möglichkeiten und Grenzen des Einsatzes von Bodenfallen in der synökologischen Forschung.- Spinxiana 21, 69-94.
- LAMPARSKI, F. (1988): Bodenfauna und synökologische Parameter als Indikatoren für Standorteigenschaften.- Freiburger bodenkundl. Abh. 22, 1-228.
- LARSSON, S.G. (1939): Entwicklungstypen und Entwicklungszeiten der dänischen Carabiden.- Entomol. Medd. 20, 277-550.
- LAUTERBACH, A.-W. (1964): Verbreitungs- und aktivitätsbestimmende Faktoren bei Carabiden in sauerländischen Wäldern.- Abh. Landesmus. Naturk. Münster 26, 1-103.
- LEDER, B. (2002): Struktureiche Dauerwälder lösen Nadelbaum-Reinbestände ab.- LÖBF-Mitt. 2, 25-33.

- LEHMANN, H. (1965): Ökologische Untersuchungen über die Carabidenfauna des Rheinufer in der Umgebung von Köln.- Zeitschr. Morph. Ökol. Tiere 55, 597-630.
- LEIBUNDGUT, H. (1978): Über die Dynamik europäischer Urwälder.- AFZ 33, 686-690.
- LEIBUNDGUT, H. (1993): Europäische Urwälder. Wegweiser zur naturnahen Waldwirtschaft.- Bern, Stuttgart, 260 S.
- LIEDKE, H., SCHARF, G. & SPERLING, W. (1973): Topographischer Atlas Rheinland-Pfalz. Landesvermessungsamt Rheinland-Pfalz (Hrsg.).- Neumünster, 216 S.
- LIENEMANN, K. (1982): Beitrag zur Carabidenfauna landwirtschaftlich genutzter Flächen.- Decheniana 135, 45-56.
- LINDROTH, C. (1945): Die Fennoskandischen Carabidae. Eine tiergeographische Studie, 1. Spezieller Teil.- Göteborgs Kungl. Vetenskapsoch Vitter-Samhällens Handlingar Ser. B., Bd. 4, 911 S.
- LINDROTH, C. (1949): Die Fennoskandischen Carabidae. Eine tiergeographische Studie, 3. Allg. Teil.- Göteborgs Kungl. Vetenskapsoch Vitter-Samhällens Handlingar Ser. B., Bd. 4, 1-710.
- LOCH, R. (2002): Statistisch-ökologischer Vergleich der epigäischen Spinnenfauna von Bann- und Wirtschaftswäldern.- Freiburger Forst. Forsch. 38, 25 S.
- LOHSE, G.A. (1981): Bodenfallenfänge im Naturpark Wilseder Berg mit einer kritischen Beurteilung ihrer Aussagekraft.- Jb. Naturwiss. Ver. Wuppertal 34, 43-47.
- LÖBF – LANDESANSTALT FÜR ÖKOLOGIE, BODENORDNUNG UND FORSTEN (1996): Methoden für naturschutzrelevante Freilanduntersuchungen in NRW.- Recklinghausen, Stand Dezember 1997, 9 S.
- LOCKET, G. H. & MILLIDGE, A. F. (1951): British spiders 1.- Ray Soc., London, 310 S.
- LOCKET, G. H. & MILLIDGE, A. F. (1953): British spiders 2.- Ray Soc., London, 449 S.
- LOREAU, M. (1987): Vertical distribution of activity of Carabid beetles in a beech forest floor.- Pedobiologia 30, 145-153.
- LÖSER, S. (1970): Brutfürsorge und Brutpflege bei Laufkäfern der Gattung *Abax*.- Zool. Anz. Suppl. 33, 322-326.

- LÖSER, S. (1972): Art und Ursachen der Verbreitung einiger Carabidenarten (Coleoptera) im Grenzraum Ebene-Mittelgebirge.- Zool. Jb. Syst. 99, 213-262.
- LÖSER, S. (1980): Zur tageszeitlichen Aktivitätsverteilung von Arthropoden der Bodenstreu (Coleoptera, Diplopoda, Isopoda, Opiliones, Araneae) eines Buchen-Eichen-Waldes (Fago-Quercetum).- Ent. Gen. 6, 169-180.
- LUFF, M. L. (1968): Some effects of Formalin on the number of Coleoptera caught in pitfall traps.- Entomologists Monthly Magazine 104, 115-116.
- LUG - LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ UND GEWERBEAUF SICHT RHEINLAND-PFALZ (Bearb.) (1992): Beispiele aus der Planungspraxis: Arten- und Biotopschutz auf der Stufe der Regionalplanung.- Bonn: Bund Deutscher Landschaftsarchitekten, 201 S.
- MADER, H.-J. (1981): Untersuchungen zum Einfluß der Flächengröße von Inselbiotopen auf deren Funktion als Trittstein oder Refugium.- Natur und Landschaft 56, 235-242.
- MADER, H.-J. (1984): Der Einfluß der Intensiv-Bewirtschaftung im Obstbau auf die epigäische Fauna am Beispiel der Laufkäfer und Spinnen.- Decheniana 137, 105-111.
- MADER, H.-J. (1985): Die Sukzession der Laufkäfer- und Spinnengemeinschaften auf Rohböden des Braunkohlereviere.- Schr.-Reihe Vegetationsk. 16, 167-194.
- MADER, H.-J. & MÜHLENBERG, M. (1981): Artenzusammensetzung und Ressourcenangebot einer kleinflächigen Habitatinsel, untersucht am Beispiel der Carabidenfauna.- Pedobiologia 21, 46-59.
- MARGI, W. (1992): Faunistik der Sandlaufkäfer und Laufkäfer der Schweiz (Cicindelidae & Carabidae) Coleoptera, Teil 1 / Text unter besonderer Berücksichtigung der 2 Roten Liste.- Documenta Faunistica Helvetiae 13, 477 S.
- MARTIN, D. (1991): Zur Autökologie der Spinnen (Arachnidae: Araneae) I. Charakteristik der Habitatausstattung und Präferenzverhalten epigäischer Spinnenarten.- Arachnol. Mitt. 1, 5-26.
- MARTIUS, C. (1986): Die Laufkäferfauna (Coleoptera: Carabidae) eines Kalkbuchenwaldes.- Drosera 1, 1-56.

- MELZER-GEISLER, K. (1997): Untersuchungen der Wolfspinnen (Araneae, Lycosidae) zweier Weinberge am Drachenfels bei Königswinter sowie Vergleich der Lycosidenzönosen des Weinbergs Drachenley von 1996 mit Untersuchungen der Jahre 1976 und 1983.- unveröffentlichte Diplomarbeit Bonn, 128 S.
- MELZER-GEISLER, K. (2003): Wolfspinnenzönosen (Araneae, Lycosidae) von Weinbergsstandorten bei Bad Honnef und Unkel und ihre ökologische Differenzierung.- Dissertation Bonn, 181 S.
- MEYER, P., GUERICKE, M. & HILLEBRAND, K. (1999): Eigendynamische und gesteuerte Waldentwicklung im Kalk-Buchenwald.- Forst u. Holz 2, 48-54.
- MUHLE, O. (1979): Diversitätskonzepte und waldbauliche Planung.- Verh. Ges. Ökol. Münster 7, 139-144.
- MÜHLENBERG, M. (1993) (3. Auflage): Freilandökologie.- Heidelberg, Wiesbaden, 512 S.
- MÜLLER, G. (1978): Parameter für Carabiden-Sukzessionen auf der Basis von Aktivitätsdichtewerten.- Pedobiologia 18, 442-447.
- MÜLLER, J.K. (1984): Die Bedeutung der Fallenfang-Methode für die Lösung ökologischer Fragestellungen.- Zool. Jb. Syst. 111, 281-305.
- MÜLLER, J.K. (1985): Konkurrenzverminderung und Einnischung bei Carabiden (Coleoptera).- Zeitschr. zool. Systematik und Evolutionsf. 23, 299-314.
- MÜLLER, J.K. (1986): Anpassungen an die intraspezifische Konkurrenzverminderung bei Carabiden (Coleoptera).- Zool. Jb. Syst. 113, 343-352.
- MÜLLER-MOTZFELDT, G. (1989): Laufkäfer (Coleoptera: Carabidae) als pedobiologische Indikatoren.- Pedobiologia 33, 145-153.
- MÜLLER-MOTZFELDT, G. (2001): Laufkäfer in Wäldern Deutschlands.- Angew. Carabidologie Sup. II, 9-20.
- MUF-RLP – MINISTERIUM FÜR UMWELT UND FORSTEN RHEINLAND-PFALZ (2003): Waldzustandbericht.- 40 S.
- NAGEL, P. (1976): Die Darstellung der Diversität von Biozönosen.- Schr.-reihe für Vegetationsk. 10, 381-391.

- NATURLAND – VERBAND FÜR NATURGEMÄßEN LANDBAU (2003): Richtlinien zur Ökologischen Waldnutzung.- Internetseite <http://www.naturland.de>.
- NEUDECKER, C. (1974): Das Präferenzverhalten von *Agonum assimile* Payk. (Carab., Coleopt.) in Temperatur-, Feuchtigkeits- und Helligkeitsgradienten.- Zool. Jb. Syst. 101, 609-627.
- NEUGEBAUER, B., KRÖGNER, W. & SCHMITZ, A. (1998): Die ISO-Zertifizierung im Forstbereich.- Forst u. Holz 14, 441.
- NEUMANN, U. (1971): Die Ausbreitungsfähigkeit von Carabiden in den forstlichen Rekultivierungen des Rheinischen Braunkohlereviere. In: den Boer (Hrsg.): Dispersal and dispersal power of carabid beetles.- Misc. Papers 8, Landbouwhogeschool, Wageningen, Netherlands, 89-103.
- NIEHUIS, M. (1988): Die Prachtkäfer (Coleoptera: Buprestidae) in Rheinland-Pfalz.- Mainz. Naturwiss. Archiv 9, 6-18.
- NIEMANN, E. (1968): Gedanken zur Problematik von „Totalreservaten“ in Wäldern.- Arch. F. Natursch. u. Landschaftsf. 8, 273-290.
- NILSSON, S. & ERICSON, L. (1997): Conservation of plant and animal populations in theory and practice.- Ecol. Bull., 117-139.
- NOVAK, B. (1969): Bodenfallen mit großem Öffnungsdurchmesser zur Untersuchung der Bewegungsaktivität von Feldcarabiden (Coleoptera).- Acta Univ. Palack. Olomuc. Fac. Rer. Nat. 31, 71-86.
- NYFFELER, M. & BENZ, G. (1981): Ökologische Bedeutung der Spinnen als Insektenprädatoren in Wiesen und Getreidefeldern.- Mitt. Dtsch. Ges. allg. angew. Ent. 3, 33-35.
- OESTEN, G. (1993): Anmerkungen zur Nachhaltigkeit als Leitbild für naturverträgliches Wirtschaften.- Forstwiss. Centralbl. 112, 313-319.
- PAARMANN, W. (1966): Vergleichende Untersuchungen über die Bindung zweier Carabidenarten (*P. angustatus* DFT. und *P. oblongopunctatus* F.) an ihre verschiedenen Lebensräume.- Zeitschr. wiss. Zool. 174, 83-176.
- PAJE, F. & MOSSAKOWSKI, D. (1985): ph-Preferences and Habitat Selection in Carabid beetles.- Oecologia 64, 41-46.

- PAUER, R. (1975): Zur Ausbreitung der Carabiden in der Agrarlandschaft, unter besonderer Berücksichtigung der Grenzbereiche verschiedener Feldkulturen.- Zeitschr. Angew. Zool. 62, 457-489.
- PEFC – PAN-EUROPEAN FOREST CERTIFIKATION (2003): PEFC-Leitlinien für nachhaltige Waldbewirtschaftung.- Internetseite: <http://www.pefc.de>.
- PIELOU, E. (1969): An introduction into mathematical ecology.- New York, London, 286 S.
- PFIFFNER, L. & LUKA, H. (1996): Laufkäfer – Förderung durch Ausgleichsflächen.- Natursch. u. Landschaftspl. 28, 145-151.
- PLACHTER, H. (1983): Die Lebensgemeinschaften aufgelassener Abbaustellen. Ökologie und Naturschutzaspekte von Trockenbaggerungen mit Feuchtbiotopen.- Schr.reihe Bay. LFU 56, 109 S.
- PLACHTER, H. (1991): Naturschutz.- Stuttgart, 463 S.
- PLACHTER, H. (1998): Die Auen alpiner Wildflüsse als Modelle störungsgeprägter ökologischer Systeme.- Schr.-Reihe Landschaftspfl. u. Natursch. 56, 21-66.
- PLATEN, R. (1989): Struktur der Spinnen- und Laufkäferfauna (Arach.: Araneida, Col.: Carabidae) anthropogen beeinflusster Moorstandorte in Berlin (West); taxonomische, räumliche und zeitliche Aspekte.- Dissertation Berlin, 469 S.
- PLATEN, R. (1992): Die Entwicklung eines Zeigerwertsystems für Laufkäfer (Col.: Carabidae) mit Hilfe einer „Canonical Correspondence Analysis“ (CCA).- Verh. Ges. Ökol. 21, 321-326.
- PLATEN, R. (1994): Zeigerwerte für Laufkäfer und Spinnen – eine Alternative zu herkömmlichen Bewertungssystemen?- Schr.-Reihe Landschaftspfl. und Natursch. 43, 317-328.
- PLATEN, R. (1996): Spinnengemeinschaften mitteleuropäischer Kulturbiotope.- Arachnol. Mitt. 12, 1-45.
- PLATEN, R., BLICK, T., SACHER, P. & MALTEN, A. (1996): Rote Liste der Webspinnen Deutschlands (Arachnida: Araneae).- Arachnol. Mitt. 11, 5-31.
- PLATEN, R., BROEN, B. von, HERRMANN, U., RATSCHKER, M. & SACHER, P. (1999): Gesamtartenliste und Rote Liste der Webspinnen, Weberknechte und Pseudoskorpione des Landes Brandenburg (Arachnida: Araneae, Opiliones, Pseudoscorpiones) mit Angaben zur Häufigkeit und Ökologie.- Natursch. und Landschaftspfl. in Brandenburg 8, 1-76.

- PLATEN, R., MORITZ, M., & BROEN, B. von (1991): Liste der Webspinnen- und Weberknechtarten (Arach., Araneida, Opilionida) des Berliner Raums und ihre Auswertung für Naturschutzzwecke (Rote Liste).- Landschaftsentwicklung und Umweltforschung 6, 169-205.
- POPP, D. (1989): Ansprüche an die Waldwirtschaft aus der Sicht des Naturschutzes.- Forstw. Cbl. 108, 319-326.
- POSPISCHIL, R. (1981): Die Entwicklung der Käferfauna des Naturschutzgebietes „Im Hölken“ von 1958-1977 und die Bedeutung einiger Käferarten als Bioindikatoren.- Jb. nat. Ver. Wuppertal 34, 78-91.
- POSPISCHIL, R. & THIELE, H. U. (1979): Bodenbewohnende Käfer als Bioindikatoren für menschliche Eingriffe in den Wasserhaushalt eines Waldes.- Verh. Ges. Ökol. 4, 453-463.
- PROJEKTGRUPPE FAUNA (1999): Programm zur Untersuchung der Fauna in Naturwäldern.- Eching, 25 S.
- RABELER, W. (1962): Die Tiergesellschaften von Laubwäldern (Querco Fagetea) im oberen und mittleren Wesergebiet.- Mitt. Flor.-soziol. Arbeitsgemeinschaft 9, 200-229.
- RATHS, U. & RIECKEN, U. (1999): Laufkäfer (Col.: Carabidae) im Drachenfelser Ländchen. Tierwelt in der Zivilisationslandschaft, Teil III.- Schr.-Reihe Landschaftspfl. u. Natursch. 59, 156 S.
- RATHS, U., RIECKEN, U. & SSYMAN, A. (1995): Gefährdung von Lebensraumtypen in Deutschland und ihre Ursachen. Auswertung der Roten Liste gefährdeter Biotoptypen.- Natur und Landschaft 70, 202-212.
- RAUH, J. (1993): Faunistisch-ökologische Bewertung von Naturwaldreservaten anhand repräsentativer Tiergruppen.- Schr.-Reihe Bayer. Staatsmin. ELF, Naturwaldreservate Bayern 2, 199 S.
- RECK, H. (1990): Zur Auswahl von Tiergruppen als Biotopskriptoren für den tierökologischen Fachbeitrag zu Eingriffsplanungen.- Schr.-Reihe für Landschaftspfl. u. Natursch. 32, 99-119.
- RECK, H. (1992): Arten und Biotopschutz in der Planung. Empfehlungen zum Untersuchungsaufwand und zu Untersuchungsmethoden für die Erfassung von Biotopskriptoren.- Natursch. und Landschaftspl. 4, 65-94.
- REIS, H. (1975): Populationsmessungen an bodennahen Arthropoden in saarländischen Naturwaldzellen unter besonderer Berücksichtigung der Carabidae (Coleoptera).- Abh. Arb.gem. für tier- u. pfl.geograph. Heimatforschung Saarland 5, 23-48.

- REDDERSEN, J. & JENSEN, T. (1991): The carabid fauna of a large Danish spruce forest (Coleoptera: Carabidae).- Ent. Meddr. 59, 73-80.
- REINIGER, H. (1993): Der Buchendauerwald.- Der Dauerwald/ANW 8, 20-27.
- REINKE, H.-D. & IRMLER, U. (1994): Die Spinnenfauna (Araneae) Schleswig-Holsteins am Boden und in der bodennahen Vegetation.- Faun.-Ökol. Mitt. Suppl. 17, 1-148.
- REIS, H. (1975): Populationsmessungen an bodennahen Arthropoden in saarländischen Naturwaldzellen unter besonderer Berücksichtigung der Carabidae (Coleoptera).- Abh. Arb.gem. für tier- u. pfl.geograph. Heimatforschung, Saarland 5, 23-48.
- REMMERT, H. (1984): Ökologie.- Berlin u.a., 334 S.
- REMMERT, H. (1991): Das Mosaik-Zyklus-Konzept und seine Bedeutung für den Naturschutz: Eine Übersicht.- Laufener Seminarbeiträge 5, 5-15.
- REMMERT, H. (1993): Diversität, Stabilität und Sukzession im Licht moderner Waldforschung.- Rundgespräche der Kommission für Ökologie 6, 15-20.
- REMMERT, H. (1997): Spezielle Ökologie. Terrestrische Systeme.- Berlin, Heidelberg, 257 S.
- RENKONEN, O (1938): Statistisch-ökologische Untersuchungen über die terrestrische Käferwelt der finnischen Bruchmoore.- Ann. Zool. Soc. Zool. Bot. Fenn. Vanamo 6, 1-231.
- RENNER, K. (1981/82): Coleopterenfänge mit Bodenfallen am Sandstrand der Ostseeküste, ein Beitrag zum Problem der Lockwirkung von Konservierungsmitteln.- Faun.-ökol. Mitt. 5, 137-146.
- RIECKEN, U. (1991): Einfluß landwirtschaftlicher Nutzung auf die Arthropodenfauna seeufernen Grünlandes am Beispiel der Spinnen (Araneae).- Faun. Ökol. Mitt. 6, 243-259.
- RIECKEN, U. (1992): Planungsbezogene Bioindikation durch Tierarten und Tiergruppen.- Schr.-Reihe für Landschaftspfl. u. Natursch. 36, 187 S.
- RIECKEN, U. (1997): Arthropoden als Bioindikatoren in der naturschutzrelevanten Planung - Anwendung und Perspektiven.- Mitt. Dtsch. Ges. Allg. Angew. Ent. 11, 45-56.
- RIECKEN, U. (2000): Raumeinbindung und Habitatnutzung epigäischer Arthropoden unter den Bedingungen der Kulturlandschaft. Tierwelt in der Zivilisationslandschaft, Teil IV.- Schr.-Reihe Landschaftspfl. u. Natursch. 61, 196 S.

- RIECKEN, U. & BLAB, J. (1989): Biotope der Tiere in Mitteleuropa.- Greven, 123 S.
- RIECKEN, U. & RATHS, U. (1996): Use of radio telemetry for studying dispersal and habitat use of *Carabus coriaceus* L.- Ann. Zool. Fennici 33, 109-116.
- RIECKEN, U., FINCK, P., KLEIN, M. & SCHRÖDER, E. (1998): Schutz und Wiedereinführung dynamischer Prozesse als Konzept des Naturschutzes.- Schr.-Reihe Landschaftspfl. u. Natursch. 56, 7-19.
- RIECKEN, U. & RIES, U. (1992): Untersuchungen zur Raumnutzung von Laufkäfern (Col.: Carabidae) mittels Radio-Telemetrie. Methodenentwicklung und erste Freilandexperimente.- Zeitschr. Ökol. u. Natursch. 1, 147-149.
- RIECKEN, U., RIES, U. & SSYMANK, A. (1994): Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen der BRD.- Schr.-Reihe Landschaftspfl. u. Natursch. 41, 184 S.
- RINK, U. (1992): Zum Einfluß von forstlicher Bestandsgestaltung auf die Käferfauna (Carabidae, Staphilinidae).- Verh. Ges. Ökol. 21, 169-174.
- ROBERTS, M.J. (1995): Spiders of Britain & Northern Europe.- Collins, New York u.a., 383 S.
- RODE, M. & DÜLGE, R. (1994). Flügelausbildung bei *Pterostichus strenuus* PANZER und *Pterostichus diligens* Sturm (Coleoptera, Carabidae) in Abhängigkeit vom Habitat.- Zool. Jb. Syst. 121, 159-170.
- RUSHTON, S., LUFF, M. & EYRE, D. (1989): Habitat characteristics of grassland *Pterostichus* species (Coleoptera, Carabidae).- Ecol. Ent. 16, 91-104.
- RUZICKA, V. (1988): The longtimely exposed rock debris pitfalls.- Vest. cs. Spolec. zool. 52, 238-240.
- SABEL, K.J. & FISCHER, E. (1987): Boden- und vegetationsgeographische Untersuchungen im Westerwald.- Frankfurter geowiss. Arb., Serie D 7, 268 S.
- SCHAEFER, M. (1970): Einfluß der Raumstruktur in Landschaften der Meeresküste auf die Verteilungsmuster der Tierwelt.- Zool. Jb. Abt. Syst., Ökol. u. Geogr. 97, 55-124.
- SCHAEFER, M. (1973): Welche Faktoren beeinflussen die Existenzmöglichkeiten von Arthropoden eines Stadtparkes – untersucht am Beispiel der Spinnen (Araneida) und Weberknechte (Opiliona).- Faun. Ökol. Mitt. 4, 305-318.

- SCHAEFER, M. (1976): Experimentelle Untersuchungen zum Jahreszyklus und zur Überwinterung von Spinnen (Araneida).- Zool. Jb. Syst. 103, 127-289.
- SCHAEFER, M. (1978): Untersuchungen über die regulative Bedeutung von räuberischen Arthropoden in Ökosystemen.- Mitt. Dtsch. Ges. allg. angew. Ent. 1, 227-230.
- SCHEIDLER, M. (1990): Influence of Habitat Structure and Vegetation Architecture on Spiders.- Zool. Anz. 225, 333-340.
- SCHERZINGER, W. (1996): Naturschutz im Wald. Qualitätsziele einer dynamischen Waldentwicklung.- Stuttgart, 447 S.
- SCHEURIG, M., HOHNER, W., WEICK, D., BRECHTEL, F. & BECK, L. (1994): Laufkäferzönosen südwestdeutscher Wälder – Charakterisierung, Beurteilung und Bewertung von Standorten.- *Carolinea* 54, 91-138.
- SCHIKORA, H.-B. (1993): Die epigäische Spinnenfauna (Arachnida: Araneae) eines Hochmoorreliktes in Norddeutschland vor dem Hintergrund anthropogener Lebensraumveränderungen.- Mitt. Dtsch. Ges. allg. angew. Ent. 8, 373-382.
- SCHMIDT, P.A. (1997): Naturnahe Waldbewirtschaftung.- *Natursch. und Landschaftspfl.* 29, 75-83.
- SCHMINCKE, K.-H. (1998): Fortschritte und Tendenzen in der Zertifizierung nachhaltiger Waldbewirtschaftung aus internationaler Sicht.- *Forst u. Holz* 53, 435-437.
- SCHNEIDER, T. (1995): Kriterien und Indikatoren für eine nachhaltige Bewirtschaftung der Wälder.- *AFZ* 4, 184-187.
- SCHÜLE, P., PERSOHN, M., EISINGER, D. & MAAS, S. (1997): Rote Liste der in Rheinland-Pfalz und im Saarland gefährdeten Sandlaufkäfer und Laufkäfer (Coleoptera: Cicindelidae, Carabidae).- *Decheniana Beihefte* 36, 255-278.
- SCHÜLE, P. & TERLUTTER, H. (1998): Rote Liste der in Nordrhein-Westfalen gefährdeten Sandlaufkäfer und Laufkäfer.- *Angewandte Carabidologie* 1, 51-62.
- SCHÜTZ, J.-P. (1998): Licht bis auf den Waldboden: Waldbauliche Möglichkeiten zur Optimierung des Lichteinfalls im Walde.- *Schweiz. Zeitschr. Forstwes.* 149, 843-864.
- SCHUBERT, H. (1998): Untersuchungen zur Arthropodenfauna in Baumkronen – ein Vergleich von Natur- und Wirtschaftswäldern, Dissertation München, 154 S.

- SCHULZ, U. (1996): Vorkommen und Habitatanforderungen von Bodenmakroarthropoden in Natur- und Wirtschaftswäldern – ein Vergleich.- Dissertation München, 170 S.
- SCHULTE, U. (2002): Buche behauptet dominierende Stellung in der Naturwaldzelle.- LÖBF-Mitt. 2, 37-43.
- SCHULTE, U. (2003): Waldökologische Strukturveränderungen – 30 Jahre Dauerbeobachtung in 6 Naturwaldzellen der Nordeifel.- LÖBF-Mitt. 2, 35-39.
- SHANNON, C. & WEAVER, W. (1949): The mathematical theory of communication.- Chicago, 117 S.
- SOWIG, P. (1986): Experimente zur Substratpräferenz und zur Frage der Konkurrenzverminderung uferbewohnender Laufkäfer (Coleoptera: Carabidae).- Zool. Jb. Syst. 113, 55-77.
- SPÄH, H. (1980): Faunistisch-ökologische Untersuchungen der Carabiden- und Staphylinidenfauna verschiedener Standorte Westfalens (Coleoptera: Carabidae, Staphylinidae).- Decheniana (Bonn) 32, 33-56.
- SPÄHL, H. (1990): Auswirkungen der Forstwirtschaft auf schützenswerte Pflanzen und Tiere der Feuchtgebiete.- AFZ 6/7, 149-150.
- SPÄHL, H. & VOLK, H. (1983): Artenrückgang durch Forstwirtschaft?- Allg. Forst Zeitschr. 38, 1221-1225.
- SPERBER, G. (1989): Waldbau als Naturschutz?- Ver. Sch. Bergwelt 54, 51-66.
- SPIES, H. (1997): Untersuchungen zur Habitatbindung von Laufkäfern (Col., Carabidae) in Saumstrukturen landwirtschaftlich genutzter Flächen des Naturraums Kraichgau.- Dissertation Hohenheim, 266 S.
- SSYMANK, A. (1994): Forderungen des Naturschutzes an den Waldbau. In: LÖBF (Hrsg.): Waldbau und Naturschutz 2.- Schr.-Reihe LÖBF 1, 13-26.
- STAMMER, H. J. (1949): Die Bedeutung der Ethylenglykolfallen für tierökologische und - phänologische Untersuchungen.- Verh. Dtsch. Zool. Ges. Kiel 1949, 387-391.
- STEIN, W. (1965): Die Zusammensetzung der Carabidenfauna einer Wiese mit stark wechselnden Feuchtigkeitsverhältnissen.- Zeitschr. Morph. Ökol. Tiere 55, 83-99.

- STEINWEGER, A. (1998): Vergleichende Untersuchungen der Carabidenzönosen auf unterschiedlich genutzten Buchenwaldflächen der Hatzfeldt-Wildenburgischen Forstverwaltung (Mittelsiegb.-Berglang).- unveröffentlichte Diplomarbeit Bonn, 134 S.
- STÖCKER, G. (1977): Ein Modell der Dominanzstruktur und seiner Anwendung. 2. Bioindikation, allg. Ergebnisse.- Arch. Natursch. u. Landschaftsforsch. 17, 89-118.
- STRAUBINGER, F. (1994): Naturgemäßer Waldbau. In: Graf Hatzfeldt, H. (Hrsg.): Ökologische Waldwirtschaft.- Heidelberg, 107-114.
- STRAUBINGER, F. (1997): Vom schlagweisen Altersklassenwald zum naturgemäßen Wirtschaftswald. In: Bode, W. (Hrsg.): Naturnahe Waldwirtschaft.- Holm, 159-173.
- STUMPF, T. (1997): Neue Wege in der Bioindikation. Ein ökologisches Zeigerwertsystem für Käfer.- Recklinghausen: LÖBF-Mitt. 2, 53-58.
- STURM, K. (1993): Prozeßschutz – ein Konzept für naturschutzgerechte Waldwirtschaft.- Zeitschr. Ökol. u. Natursch. 2, 181-192.
- TAMKE, R. (1993): Synökologische Untersuchungen über Spinnen (Araneae) in unterschiedlich bewirtschafteten Rebflächen, Rebbrachen und naturnahen Vergleichsbiotopen des Naintals im Hinblick auf ihre Eignung als Bioindikatoren, Dissertation Bonn, 186 S.
- TECHNAU, U. (1990): Beiträge zur Flora und Fauna des Lennebergwaldes: 3. Wolfspinnen (Arachnida: Lycosidae).- Fauna Flora Rheinl.-Pfalz 5, 999-1013.
- TEICHMANN, B. (1994): Eine wenig bekannte Konservierungsflüssigkeit für Bodenfallen.- Entomol. Nachr. u. Ber. 38, 25-30.
- THIELE, H.U. (1956): Die Tiergesellschaften der Bodenstreu in den verschiedenen Waldtypen des Niederbergischen Landes.- Zeitschr. Angew. Ent. 39, 316-357.
- THIELE, H.U. (1962): Zusammenhang zwischen Jahreszeit der Larvalentwicklung und Biotopbindung bei waldbewohnenden Carabiden.- Verh. 11. Intern. Kongress f. Ent. Wien 1960, 3, 165-169.
- THIELE, H.U. (1964): Experimentelle Untersuchungen über die Ursachen der Biotopbindung bei Carabiden.- Zeitschr. Morph. Ökol. Tiere 53, 387-452.
- THIELE, H.U. (1967): Ein Beitrag zur experimentellen Analyse von Euryökie und Stenökie bei Carabiden.- Zeitschr. Morph. Ökol. Tiere 58, 355-372.

- THIELE, H.U. (1968): Was bindet Laufkäfer an ihre Lebensräume?- Naturwiss. Rundschau 21, 57-65.
- THIELE, H.U. (1969): Zusammenhänge zwischen Tagesrhythmik, Jahresrhythmik und Habitatbindung bei Carabiden.- Oecologia 3: 227-229.
- THIELE, H.U. (1971): Wie isoliert sind Populationen von Waldcarabiden in Feldhecken? In: Dispersal and dispersal power of carabid beetles.- Misc. Papers 8, Landbouwhogeschool, Wageningen, Netherlands, 105-110.
- THIELE, H.U. (1973): Physiologisch-ökologische Studien an Laufkäfern zur Kausalanalyse ihrer Habitatbindung.- Verh. Ges. Ökol., 39-53.
- THIELE, H.U. (1977): Carabid beetles in their environments.- Zoophys. and Ecol. 10, Berlin, Heidelberg, New York, 369 S.
- THIELE, H.U. & KAULE, W. (1962): Beziehungen zwischen bodenbewohnenden Käfern und Pflanzengesellschaften in Wäldern.- Pedobiologia 1, 157-173.
- THIELE, H.U. & WEISS, H.E. (1976): Die Carabiden eines Auenwaldgebietes als Bioindikatoren für anthropogen bedingte Änderungen des Mikroklimas.- Schr.-Reihe Vegetationsk. 10, 359-374.
- THIES, V. (1993): Die epigäische Fauna einer Agrarlandschaft am Haarstrang (Westf.) unter besonderer Berücksichtigung der Spinnen.- unveröffentlichte Diplomarbeit Bonn, 104 S.
- THOMASIUS, H. (1994): Grundlagen einer ökologisch orientierten Waldwirtschaft. In: Graf Hatzfeldt, H. (Hrsg.): Ökologische Waldwirtschaft.- Heidelberg, 77-106.
- THOMASIUS, H. (1996): Geschichte, Theorie und Praxis der Dauerwälder.- Landesforstverein Sachsen-Anhalt (Hrsg.), 64 S.
- TICKELL, O. (1994): Conifer Forests are not deserts they seem.- New Scientist 143, 16-17.
- TIETZE, F. (1963a): Zur Flügelausbildung und Flugfähigkeit von *Clivina fossor* L. (Carabidae).- Dtsch. Ent. Zeitschr. 10, 175-179.
- TIETZE, F. (1963b): Untersuchungen über die Beziehungen zwischen Flügelreduktion und Ausbildung des Metathorax bei Carabiden.- Beitr. zur Ent. 13, 88-167.

- TIETZE, F. (1966): Ein Beitrag zur Laufkäferbesiedlung (Carabidae) von Waldgesellschaften des Südharz. - *Hercynia* 3, 340-358.
- TIETZE, F. (1973a): Zur Ökologie, Soziologie und Phänologie der Laufkäfer des Grünlandes im Süden der DDR. 1. Teil: Die Carabiden der untersuchten Lebensorte. - *Hercynia N.F.* 10, 11-126.
- TIETZE, F. (1973b): Zur Ökologie, Soziologie und Phänologie der Laufkäfer des Grünlandes im Süden der DDR. 4. Teil: Ökofaunistische und autökologische Aspekte der Besiedlung des Grünlandes durch Carabiden. - *Hercynia N.F.* 10, 337-365.
- TIETZE, F. (1974): Zur Ökologie, Soziologie und Phänologie der Laufkäfer des Grünlandes im Süden der DDR. 5. Teil: Zur Phänologie der Carabiden des untersuchten Grünlandes. - *Hercynia N.F.* 11, 47-68.
- TIMMERMANN, D. (1991): Überwinterung und Ausbreitung von Laufkäfern (Carabidae) in Agrarökosystemen. - Dissertation Kiel, 261 S.
- TÖPFER-HOFFMAN, G., CORDES, D. & HELVERSEN, O. VON (2000): Cryptic species and behavioural isolation in the *Pardosa lugubris* group (Araneae, Lycosidae) with description of two new species. - *Bull. Br. Arachnol. Soc.* 11, 257-274.
- TOPP, W. (1982): Vorkommen und Diversität von Laufkäfer-Gemeinschaften in verschiedenen Ökosystemen (Col., Carabidae). - *Drosera* 1, 109-116.
- TRAUTNER, J. (1988): Zum Vorkommen von *Pterostichus rhaeticus* HEER 1837 in Baden-Württemberg (Col., Carabidae). - *Mitt. Ent. Ver. Stuttgart* 23, 56-60.
- TRAUTNER, J. (1992): Laufkäfer – Methoden der Bestandsaufnahme und Hinweise für die Auswertung bei Naturschutz- und Eingriffsplanungen. In: Trautner, J. (Hrsg.): *Methodische Standards zur Erfassung von Tiergruppen*. - Weikersheim, 252 S.
- TRAUTNER, J. & MÜLLER-MOTZFELD, G. (1995): Faunistisch-ökologischer Bearbeitungsstand, Gefährdungssituation und Checkliste der Laufkäfer Deutschlands (Coleoptera: Carabidae). - *Natursch. u. Landschaftspfl.* 27, 96-105.
- TRAUTNER, J., MÜLLER-MOTZFELD, G. & BRÄUNICHE, M. (1997): Rote Liste der Sandlaufkäfer und Laufkäfer Deutschlands. - *Natursch. und Landschaftspfl.* 29, 261-273.
- TRAUTNER, J. & RIETZE, J. (2001): Entwicklung der Laufkäferzönose einer Waldbrandfläche im Odenwald. - *Angew. Carabidologie Sup. II*, 69-80.

- TRETZEL, E. (1952): Zur Ökologie der Spinnen (Araneae) – Autökologie der Arten im Raum von Erlangen.- Sitz. Ber. Phys. Med. Soc. Erlangen 75, 36-131.
- TRETZEL, E. (1955): Technik und Bedeutung des Fallenfanges für ökologische Untersuchungen.- Zool. Anz. 155, 276-287.
- VOGEL, J. & KROST, P. (1990): Zur Carabidenfauna unterschiedlicher Waldbiotope in Schleswig-Holstein.- Faun.-Ökol. Mitt. 6, 53-60.
- VOLK, H. (1995): Wieviel Naturschutzgebiete braucht Deutschland?- Ein Beitrag zu neuen Zielen des Naturschutzes für die Wälder.- Forst und Holz 50, 7-12.
- VUBD – VEREINIGUNG UMWELTWISSENSCHAFTLICHER BERUFSVERBÄNDE DEUTSCHLANDS E.V. (1994): Handbuch landschaftsökologischer Leistungen. Empfehlungen zur aufwandbezogenen Honorarermittlung.- Veröffentlichungen der VUBD 1, 102 S.
- WAINSTEIN, B.A. (1967): Some methods of evaluation of similarity of biocoenoses.- Zool. Zeitschr. 46, 981-986.
- WALDENSPUHL, T. (1990): Naturschutz durch naturnahe Waldwirtschaft?- Forst und Holz 45, 371-378.
- WALDENSPUHL, T. (1991): Waldbiotopkartierungsverfahren in der Bundesrepublik Deutschland.- Schriftenr. Inst. Landespf./Univ. Freiburg 17, 261 S.
- WASNER, U. (1974): Die Carabidae des Federseeriedes.- Beih. Ver. Landesst. Natursch. Landespf. Baden Württ. 4, 135-161.
- WEIDEMANN, G. & SCHAUERMANN, J. (1986): Die Tierwelt, ihre Nahrungsbeziehungen und ihre Rolle. In: Ellenberg, H., Mayer, R. & Schauermann, J. (Hrsg.): Ökosystemforschung – Ergebnisse des Sollingprojekts 1966-1986.- Stuttgart, 506 S.
- WEIGMANN, G. (1987): Fragen der Auswertung und Bewertung faunistischer Artenlisten.- Mitt. aus der Biol. Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft Berlin 234, 23-33.
- WENZEL, E. (1994): Untersuchungen zur Ökologie und Phänologie laubwaldtypischer Koepterenassoziationen im Bergischen Land bei Radevormwald (Ins., Col.).- Mitt. Arb.gem. Rhein. Koepterologen 4, 7-40.
- WINTER, K. (1982): Tiergemeinschaften der Waldtypen, insbesondere des Flachlandes und Möglichkeiten ihrer Förderung.- Forst-Holzwirt 6, 165-169.

WISE, D. (1993): Spiders in Ecological Webs.- Cambridge Univ. Press, 328 S.

WITZKE, G. (1976): Beiträge zur Kenntnis der Biologie und Ökologie des Laufkäfers *Pterostichus niger* Schaller 1783 (Col., Carabidae).- Zeitschr. Angew. Zool. 63, 145-162.

Einzelfallen des Sukzessionswaldes (Carabidae)

	A1	A2	A3	A4	A5	A6	A7	A8	A9	A10	A11	A12
<i>A. ovalis</i>												
<i>A. parallelepipedus</i>	6	11	7	5	11	9	11	5	13	21	8	6
<i>A. parallelus</i>				1								2
<i>Ag. fuliginosum</i>			1									
<i>Am. aenea</i>	4	2		29	3	5			19			
<i>Am. convexior</i>				3		1			2			
<i>B. lampros</i>												
<i>C. coriaceus</i>		2										
<i>C. nemoralis</i>											1	
<i>C. problematicus</i>	6	8	7	11	8	5	6	27	11	20	8	
<i>C. violaceus</i>	8	2		3	2	1	2				1	2
<i>H. latus</i>									1	1		7
<i>H. quadripunctatus</i>												
<i>L. rufescens</i>		1										
<i>L. spinibarbis</i>				1								
<i>M. piceus</i>		3	1	2								
<i>N. brevicollis</i>												
<i>No. biguttatus</i>												
<i>P. versicolor</i>				3			5		2	2		
<i>Pt. cristatus</i>												
<i>Pt. niger</i>	9	13	2	28	26	4	7	3	8	8	5	6
<i>Pt. nigrita</i>												
<i>Pt. oblongopunctatus</i>				4		6	2	2	2	1	2	
<i>Pt. strenuus</i>	3							1				
<i>S. vivalis</i>												1
<i>T. obtusus</i>			8	3								
<i>Tr. laevicollis</i>												
<i>Tr. nitens</i>				5	4	4						

Einzelfallen des Fichtenwaldes (Carabidae)

	B1	B2	B3	B4	B5	B6	B7	B8	B9	B10	B11	B12
<i>A. ovalis</i>					1	2			2			
<i>A. parallelipipedus</i>	16	7	6	4	8	2	10	7	10	21	6	9
<i>A. parallelus</i>												
<i>Ag. fuliginosum</i>												
<i>Am. aenea</i>												
<i>Am. convexor</i>												
<i>B. lampros</i>												
<i>C. coriaceus</i>		1						1		2		
<i>C. nemoralis</i>	2	1										
<i>C. problematicus</i>	64	22	41	49	37	44	15	36	58	43	30	21
<i>C. violaceus</i>	4		2		2	9	1	7	5	6	2	3
<i>H. latus</i>												
<i>H. quadripunctatus</i>												
<i>L. rufesceus</i>												
<i>L. spinibarbis</i>												
<i>M. piceus</i>												
<i>N. brevicollis</i>												
<i>No. biguttatus</i>	5	9	5	2	1				3		2	1
<i>P. versicolor</i>												
<i>Pt. cristatus</i>												
<i>Pt. niger</i>	5	10	2	4	3	3	10	1	19	22	5	3
<i>Pt. nigrita</i>												
<i>Pt. oblongopunctatus</i>	2		1	4	6	4	7	5	8	11	3	4
<i>Pt. strenuus</i>												
<i>S. vivalis</i>												
<i>T. obtusus</i>												
<i>Tr. laevicollis</i>												
<i>Tr. nitens</i>			1		1					2		

Einzelfallen des Fichten-Buchenwaldes (Carabidae)

	C1	C2	C3	C4	C5	C6	C7	C8	C9	C10	C11	C12
<i>A. ovalis</i>	2	4		3				3		1		
<i>A. parallelepipedus</i>	22	11	21	20	11	10	2	19	32	10	8	6
<i>A. parallelus</i>			1	2							2	
<i>Ag. fuliginosum</i>												
<i>Am. aenea</i>							6					
<i>Am. convexor</i>												
<i>B. lampros</i>												
<i>C. coriaceus</i>												
<i>C. nemoralis</i>	1					2			3			
<i>C. problematicus</i>	91	28	32	21	61	41	17	44	25	10	26	21
<i>C. violaceus</i>	5	6	13	7	5	8	1		10	1		6
<i>H. latus</i>	1		1			1	1			1		
<i>H. quadripunctatus</i>	1											
<i>L. rufescens</i>												
<i>L. spinibarbis</i>												
<i>M. piceus</i>					2							
<i>N. brevicollis</i>												
<i>No. biguttatus</i>	1									4	2	
<i>P. versicolor</i>		3			1							
<i>Pt. cristatus</i>												
<i>Pt. niger</i>	7	4	3	5	4	30	6	24	17	7		5
<i>Pt. nigrita</i>												
<i>Pt. oblongopunctatus</i>	9	1	4	6	5	13	3	8		5		3
<i>Pt. strenuus</i>												
<i>S. vivalis</i>												
<i>T. obtusus</i>												
<i>Tr. laevicollis</i>	1				1		2				2	
<i>Tr. nitens</i>	1	1		2		1	3	2		4	5	2

Einzelfallen des Buchenwaldes (Carabidae)

	D1	D2	D3	D4	D5	D6	D7	D8	D9	D10	D11	D12
<i>A. ovalis</i>	7	15		11	5	3	3				9	5
<i>A. parallelepipedus</i>	35	27	7	21	13	13	15	2	17	25	9	17
<i>A. parallelus</i>				1								
<i>Ag. fuliginosum</i>												
<i>Am. aenea</i>												
<i>Am. convexor</i>												
<i>B. lampros</i>	2	7										2
<i>C. coriaceus</i>	4	2	2	4			2					
<i>C. nemoralis</i>	1	1	1	3			4			1		
<i>C. problematicus</i>	29	17		9		4	39			7	9	5
<i>C. violaceus</i>	3	2		10	16	6	11					1
<i>H. latus</i>		7		3	5	7			2			5
<i>H. quadripunctatus</i>						3	2		2			
<i>L. rufesceus</i>												
<i>L. spinibarbis</i>												
<i>M. piceus</i>												
<i>N. brevicollis</i>		2		1	1		1					
<i>No. biguttatus</i>	10	4										
<i>P. versicolor</i>				9		3				4		2
<i>Pt. cristatus</i>				2			1					1
<i>Pt. niger</i>	14	16	21	18	16	10	21		39	7	4	2
<i>Pt. nigrita</i>		1										
<i>Pt. oblongopunctatus</i>	27	22	4	25	19	2	12					6
<i>Pt. strenuus</i>												
<i>S. vivalis</i>												
<i>T. obtusus</i>	4	2					4				5	
<i>Tr. laevicollis</i>		2										
<i>Tr. nitens</i>		2		2		2			5			

Einzelfallen des Sukzessionswaldes (Lycosidae)

	A1	A2	A3	A4	A5	A6	A7	A8	A9	A10	A11	A12
<i>A. pulverulenta</i>					1	1			4			2
<i>Au. albimana</i>				5	3		3		4		1	
<i>P. amentata</i>												1
<i>P. lugubris</i>	8	17		1	16	16	6	16	6	8	19	2
<i>P. prativaga</i>				11	1	1	1					3
<i>P. pullata</i>				6	1	4		1				2
<i>Pi. hygrophilus</i>	2	7	1	3								
<i>Pi. uliginosus</i>	7	10	1	9	2	7	1		4	1	2	
<i>T. terricola</i>		9		4	7	7	1	8	1	2	8	3

Einzelfallen des Fichtenwaldes (Lycosidae)

	B1	B2	B3	B4	B5	B6	B7	B8	B9	B10	B11	B12
<i>A. pulverulenta</i>												
<i>Au. albimana</i>												
<i>P. amentata</i>												
<i>P. lugubris</i>			1		2	16	23	2	2	4		
<i>P. prativaga</i>												
<i>P. pullata</i>												
<i>Pi. hygrophilus</i>												
<i>Pi. uliginosus</i>					4	1	3			4		
<i>T. terricola</i>						4				1		

Einzelfallen des Fichten-Buchenwaldes (Lycosidae)

	C1	C2	C3	C4	C5	C6	C7	C8	C9	C10	C11	C12
<i>A. pulverulenta</i>												
<i>Au. albimana</i>												
<i>P. amentata</i>												
<i>P. lugubris</i>	2		1	1	2	9			5	9		6
<i>P. prativaga</i>												
<i>P. pullata</i>					1							
<i>Pi. hygrophilus</i>			1									
<i>Pi. uliginosus</i>			1		1	8	2		3	12		
<i>T. terricola</i>					1	4		3	14	2	2	1

Einzelfallen des Buchenwaldes (Lycosidae)

	D1	D2	D3	D4	D5	D6	D7	D8	D9	D10	D11	D12
<i>A. pulverulenta</i>	1			2		1					1	4
<i>Au. albimana</i>										1		4
<i>P. amentata</i>	2											
<i>P. lugubris</i>	82	95	12	34	58	30	3	1	29	24	23	61
<i>P. prativaga</i>												
<i>P. pullata</i>										1	1	
<i>Pi. hygrophilus</i>												
<i>Pi. uliginosus</i>					1	2			7	1	2	
<i>T. terricola</i>					2	2			1	1	11	8